

Beste Beschikbare Technieken (BBT) voor verwerkingscentra van bagger- en ruimingsspecie

Beste Beschikbare Technieken (BBT) voor verwerkingscentra van bagger- en ruimingsspecie

Liesbet Goovaerts, Diane Huybrechts en Karl Vrancken



ACADEMIA PRESS



<http://www.emis.vito.be>

© Academia Press – Gent
Eekhout 2
9000 Gent

Deze uitgave kwam tot stand in het kader van het project 'Vlaams kenniscentrum voor de Beste Beschikbare Technieken en bijhorend Energie en Milieu Informatie Systeem' (BBT/EMIS) van het Vlaams Gewest.

Initiatiefnemers van BBT/EMIS zijn de ministers voor Wetenschapsbeleid en voor Leefmilieu, de Vlaamse Administraties Leefmilieu (AMINAL) en Economie (Afdeling Natuurlijke Rijkdommen en Energie) en de Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek. Voor de sturing en begeleiding verleenden ook IWT, OVAM, VLM, VMM en de betrokken bedrijfstakorganisaties hun medewerking.

Hoewel al het mogelijke gedaan is om de accuraatheid van de studie te waarborgen, kunnen noch de auteurs, noch Vito, noch het Vlaams Gewest aansprakelijk gesteld worden voor eventuele nadelige gevolgen bij het gebruik van deze studie. Specifieke vermeldingen van procédés, merknamen, enz. moeten steeds beschouwd worden als voorbeelden en betekenen geen beoordeling of engagement.

De gegevens uit deze studie zijn geactualiseerd tot 2007.

De uitgaven van Academia Press worden verdeeld door:

Wetenschappelijke Boekhandel J. STORY-SCIENTIA BVBA
Sint-Kwintensberg 87
9000 Gent
Tel. (09) 225 57 57 - Fax (09) 233 14 09

Voor Nederland:

Ef & Ef
Eind 36
6017 BH Thorn
Tel. 0475 561501 - Fax 0475 56 16 60

Liesbet Goovaerts, Diane Huybrechts en Karl Vrancken
Beste Beschikbare Technieken (BBT) voor verwerkingscentra van bagger- en ruimingsspecie
Gent, Academia Press, 2007, xv + 197 pp.

Opmaak: proxess.be

ISBN: 978 90 382 1184 8
Wettelijk Depot: D/2007/4804/213
Bestelnummer U 1063
NUR 973

Voor verdere informatie, kan u terecht bij:

BBT-kenniscentrum
VITO
Boeretang 200
B-2400 MOL
Tel. 014/33 58 68
Fax 014/32 11 85
e-mail: bbt@vito.be

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of vermenigvuldigd door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever.

TEN GELEIDE

In opdracht van de Vlaamse Regering is bij VITO, de Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek, in 1995 een Vlaams kenniscentrum voor Beste Beschikbare Technieken opgericht. Dit BBT-kenniscentrum, heeft als taak informatie te verspreiden over milieuvriendelijke technieken in bedrijven. Doelgroepen voor deze informatie zijn milieuverantwoordelijken in bedrijven en de overheid. De uitgave van dit boek kadert binnen deze opdracht. Het BBT-kenniscentrum wordt, samen met het zusterproject EMIS (<http://www.emis.vito.be>) begeleid door een stuurgroep van het Vlaams Gewest met vertegenwoordigers van de Vlaamse ministers van Leefmilieu en Energie, de administraties Leefmilieu (LNE), Economie (ANRE) en Wetenschapsbeleid (AWI) en de instellingen IWT, OVAM, VLM en VMM.

Milieuvriendelijke technieken zijn erop gericht de milieuschade die bedrijven veroorzaken te beperken. Het kunnen technieken zijn om afvalwater en afgassen te zuiveren, afval te verwerken of bodemvervuiling op te ruimen. Veel vaker betreft het echter preventieve maatregelen die de uitstoot van vervuilende stoffen voorkomen en het energie- en grondstoffenverbruik reduceren. Indien dergelijke technieken, in vergelijking met alle gelijkaardige technieken, het best scoren op milieugebied én indien ze bovendien betaalbaar blijken, spreken we over Beste Beschikbare Technieken of BBT.

Milieunormen die aan bedrijven worden opgelegd, zijn in belangrijke mate gebaseerd op de BBT. Zo zijn de VLAREM II sectorale normen vaak een weergave van de mate van milieubescherming die met de BBT haalbaar is. Het bepalen van de BBT is daarom niet alleen nuttig als informatiebron voor bedrijven, maar ook als referentie waarvan de overheid nieuwe milieunormen kan afleiden. In bepaalde gevallen verleent de Vlaamse overheid ook subsidies aan bedrijven als deze investeren in de BBT.

Het BBT-kenniscentrum werkt BBT-studies uit per bedrijfstak of per groep van gelijkaardige activiteiten. Deze studies beschrijven de BBT en geven achtergrondinformatie. De achtergrondinformatie laat milieu-ambtenaren toe de dagelijkse bedrijfspraktijk beter aan te voelen en geeft bedrijfsverantwoordelijken aan wat de wetenschappelijke basis is voor de verschillende milieuvoorwaarden. De BBT worden getoetst aan de vergunningsnormen en de regels inzake ecologiepremie die in Vlaanderen van kracht zijn. Soms zijn suggesties gedaan om deze normen en regels te verfijnen. Het verleden heeft geleerd dat de Vlaamse Overheid de gesuggereerde verfijningen vaak effectief gebruikt voor nieuwe VLAREM-reglementering en voor de ecologiepremie. In afwachting hiervan moeten ze echter als niet-bindend worden beschouwd.

BBT-studies zijn het resultaat van een intensieve zoektocht in de literatuur, bezoeken aan bedrijven, samenwerking met sectorexperts, het bevragen van leveranciers, uitgebreide contacten met bedrijfsverantwoordelijken en ambtenaren, etc. Het spreekt voor zich dat de geschetste BBT overeenkomen met een momentopname en dat niet alle BBT -nu en in de toekomst- in dit werk opgenomen kunnen zijn.

LEESWIJZER

Hoofdstuk 1 Inleiding

licht eerst het begrip “Beste Beschikbare Technieken” toe en de invulling ervan in Vlaanderen en schetst vervolgens het algemene kader van voorliggende BBT-studie. Ondermeer het voor-nemen, de hoofddoelstellingen en de werkwijze van deze BBT-studie worden hierbij verduide-lijkt.

Hoofdstuk 2 Socio-economische en milieu-juridische situering van de sector

geeft een overzicht van de sector van het baggerverwerken. In dit hoofdstuk wordt het belang weergegeven van de sector met aantal van de stortplaatsen en verwerkingsites voor bagger- en ruimingsspecie en de ervaringen hiermee in Vlaanderen. Daarnaast worden de voornaamste wettelijke bepalingen opgesomd die op de baggerverwerkingsbedrijven van toepassing (kun-nen) zijn.

Hoofdstuk 3 Procesbeschrijving

beschrijft in eerste instantie de mogelijke behandelingsketens in het algemeen om vervolgens de verschillende verwerkingstechnieken in detail te beschrijven. Voor elk van de behandelings-ketens en technieken wordt de bijbehorende milieuproblematiek en kost geschetst.

Hoofdstuk 4 Beschikbare milieuvriendelijke technieken

licht de verschillende maatregelen toe die voorzien zijn of geïmplementeerd kunnen worden om milieuhinder te voorkomen of te beperken. De beschikbare milieuvriendelijke maatregelen wor-den per milieuaandachtspunt (emissies lucht, water, energie, afval en geluid) besproken.

Hoofdstuk 5 Selectie van de Beste Beschikbare Technieken

evalueert de milieuvriendelijke maatregelen die in hoofdstuk 4 beschreven zijn naar hun impact op milieu, technische haalbaarheid en kostprijs. De hieruit geselecteerde technieken worden als BBT beschouwd voor de sector, haalbaar voor een gemiddeld bedrijf.

Hoofdstuk 6 Aanbevelingen op basis van de Beste Beschikbare Technieken

geeft suggesties om de bestaande milieuvergunningsoverwaarden te concretiseren en/of aan te vullen. In dit hoofdstuk wordt onderzocht welke van de milieuvriendelijke technieken in aan-merking komen voor investeringssteun in het kader van de ecologiepremie. Enkele innovatieve technieken worden aangegeven waarvoor bijkomend onderzoek en/of technologische ontwik-kelingen vereist is vooraleer ze toegepast kunnen worden in de sector.

INHOUDSTAFEL

TEN GELEIDE	I
LEESWIJZER	III
SAMENVATTING	IX
ABSTRACT	XIII

Hoofdstuk 1. INLEIDING	I
1.1. Beste Beschikbare Technieken in Vlaanderen	I
1.1.1. Definitie	I
1.1.2. Beste Beschikbare Technieken als begrip in het Vlaamse milieubeleid	I
1.1.3. Het Vlaams kenniscentrum voor Beste Beschikbare Technieken	3
1.2. De BBT-studie ‘baggerverwerkingscentra’	3
1.2.1. Doelstellingen van de studie	3
1.2.2. Inhoud van de studie	3
1.2.3. Begeleiding en werkwijze	4

Hoofdstuk 2. SOCIO-ECONOMISCHE EN MILIEU-JURIDISCHE SITUERING VAN DE SECTOR	5
2.1. Omschrijving en afbakening van de bedrijfstak	5
2.1.1. Algemeen kader	5
2.1.2. De baggerketen	6
2.1.3. Ervaring met verwerking in Vlaanderen	8
2.1.4. Overzicht van de verwerkingssites	10
2.1.5. Overzicht stortplaatsen	12
2.2. Milieu-juridische aspecten	14
2.2.1. VLAREM	14
2.2.2. VLAREBO	21
2.2.3. VLAREA	22
2.2.4. Overige regelgeving Vlaanderen	22
2.2.5. Beleid in Brussel en Wallonië	24
2.2.6. Buitenlandse wetgeving	25

Hoofdstuk 3. PROCESBESCHRIJVING	31
3.1. Overzicht baggerverwerkingsketens	31
3.1.1. Behandelingsketens – algemeen	31
3.2. Verwerkingstechnieken	39
3.2.1. In situ aanpak van waterbodems	41
3.2.2. Ontwateren	44
3.2.3. Zandafscheiding (VITO maart 2003)	73

3.2.4.	Landfarmen	87
3.2.5.	Immobilisatie (VITO 2003)	91
3.2.6.	Storten	111
Hoofdstuk 4.	BESCHIKBARE MILIEUVRIENDELIJKE TECHNIEKEN ...	121
4.1.	<i>Afvalwater.</i>	121
4.1.1.	Kwalitatieve beschrijving	121
4.1.2.	Kwantitatieve inschatting.	124
4.1.3.	Milieuvriendelijke technieken	126
4.2.	<i>Lucht en geur.</i>	146
4.2.1.	Beschrijving	146
4.2.2.	Kwantitatieve inschatting.	146
4.2.3.	Milieuvriendelijke technieken	147
4.3.	<i>Bodem.</i>	148
4.3.1.	Beschrijving	148
4.3.2.	Kwantitatieve inschatting.	148
4.3.3.	Milieuvriendelijke technieken	148
4.4.	<i>Geluid.</i>	149
4.4.1.	Beschrijving	149
4.4.2.	Kwantitatieve inschatting.	149
4.4.3.	Milieuvriendelijke technieken	150
Hoofdstuk 5.	SELECTIE VAN DE BESTE BESCHIKBARE TECHNIEKEN (BBT).....	151
5.1.	<i>Evaluatie van de beschikbare milieuvriendelijke technieken.</i>	151
5.1.1.	Evaluatie van de kandidaat BBT	155
5.2.	<i>BBT conclusies.</i>	157
Hoofdstuk 6.	AANBEVELINGEN OP BASIS VAN DE BESTE BESCHIKBARE TECHNIEKEN	159
6.1.	<i>Inleiding</i>	159
6.2.	<i>Aanbevelingen voor de milieuvergunningvoorwaarden.</i>	159
6.3.	<i>Vergunningsplicht</i>	163
6.4.	<i>Stimulering en onderzoek van de nuttige toepassingen (VITO 2003, Arenanov 2004)</i>	163
6.5.	<i>Aanbevelingen voor ecologiepremie</i>	164
6.5.1.	Inleiding	164
6.5.2.	Toetsing van de milieuvriendelijke technieken voor verwerkingscentra van bagger- en ruimingsspecie aan de criteria voor ecologiepremie.	166

BIBLIOGRAFIE	169
LIJST DER AFKORTINGEN	171
BEGRIPPENLIJST.....	173
BIJLAGEN.....	177
OVERZICHT VAN DE BIJLAGEN	178
 Bijlage 1. MEDEWERKERS BBT-STUDIE	 179
 Bijlage 2. EVALUATIE TECHNIEKEN BIOLOGISCHE N-VERWIJDERING EN ECONOMISCHE EVALUATIE SBR REACTOR (TREVI JULI 2006)	 181
2.1. <i>Algemene bespreking technieken biologische N-verwijdering.</i>	181
2.1.1. Biologische omzettingen	181
2.1.2. Zuiveringsconcept	181
2.2. <i>Overzicht praktijkgegevens biologische N-verwijdering.</i>	182
2.3. <i>Bespreking Zuiveringsconcept.</i>	186
2.4. <i>Raming investerings- en werkingskost</i>	187
2.5. <i>Economische Evaluatie Reactor met biofilm op dragermateriaal</i>	195
 Bijlage 3. FINALE OPMERKINGEN	 197

SAMENVATTING

Het BBT-kenniscentrum, opgericht in opdracht van de Vlaamse Regering bij VITO, heeft tot taak het inventariseren, verwerken en verspreiden van informatie rond milieuvriendelijke technieken. Tevens moet het centrum de Vlaamse overheid adviseren bij het concreet maken van het begrip Beste Beschikbare Technieken (BBT). In dit rapport worden de BBT voor de baggerverwerkingscentra in kaart gebracht.

Voorliggende studie is gericht op het verwerken van bagger- en ruimingsspecie. In Vlaanderen zijn een dertien-tal baggerverwerkingscentra vergund. Deze centra verwerken vaak ook grond. Bij baggerverwerkingscentra kan men denken aan milieu-aspecten als geluids-, stank- of stofhinder en lokale waterverontreiniging.

In deze studie wordt de impact van het uitvoeren van de verschillende gebruikte baggerverwerkingstechnieken op het milieu en de ingezette maatregelen om deze milieubelasting te beperken geëvalueerd. De verwerkingstechnieken op zich worden dus niet geëvalueerd. De beschreven milieuvriendelijke technieken hebben hoofdzakelijk betrekking op het ontwateren (mechanische ontwatering en lagunering) van de bagger- en ruimingsspecie, als zijnde de enige tot nu toe toegepaste verwerkingstechniek in Vlaanderen. Hierbij komt als belangrijkste thema de waterzuivering naar voor. De meest voorkomende waterverontreinigingen bij baggerverwerkingscentra zijn ZS, CZV en stikstof. Andere minder uitgesproken waterverontreinigingen zijn ondermeer AOX en eventueel PAK's, zware metalen, PCB's en TBT. Stikstof blijkt over het algemeen de probleemparameter in relatie tot de recente vergunningsvoorwaarden opgelegd voor baggerverwerkingscentra, m.n. 15 mg totale N/l.

De BBT selectie en adviesverlening is tot stand gekomen op basis van literatuuronderzoek en bijkomende ondersteuning vanwege experts binnen deze sector. Aanvullend werd overleg gepleegd met o.a. vertegenwoordigers van de federaties en specialisten uit de administratie en adviesbureaus. Het formeel overleg gebeurde in het begeleidingscomité, waarvan de samenstelling terug te vinden is in bijlage 1.

Er zijn een ganse reeks van preventieve maatregelen BBT bij het ontwateren van bagger- en ruimingsspecie in baggerverwerkingscentra, waaronder maatregelen ter beperking van diffuse stofemissies, beperking van uitloging naar de bodem en het voorkomen van geluidshinder.

Wat het voorkomen van emissies naar het oppervlaktewater betreft is het BBT een aantal primaire maatregelen aan te wenden om het gehalte aan onopgeloste bestanddelen en het debiet te beperken. Daar de meeste verontreinigingen in het afvalwater, waaronder zware metalen, PAK'S, PCB's en fosfaat, voor 80 tot meer dan 95% gebonden zijn aan onopgeloste bestanddelen, leidt een beperking van de concentratie aan zwevende stoffen tot een verlaging van de vracht van verontreinigingen richting het oppervlaktewater. Alleen de stikstofverbindingen vormen hierop een uitzondering.

Maatregelen om het gehalte aan onopgeloste bestanddelen en het debiet te beperken kunnen worden genomen bij de aanleg van de laguneringsbekkens en stortbekkens. Indien deze maatregelen onvoldoende effect sorteren dienen extra maatregelen die het bezinkingsrendement verhogen of nageschakelde zuiveringstechnieken voor het beheersen van de concentratie aan zwevende stoffen ingezet. De discontinuïteit in het debiet naar aanvoer van water, de typische 'eenzijdige' samenstelling van het water en de technische haalbaarheid en de kostprijs van de waterzuiveringstechnieken zorgen ervoor dat slechts een beperkt aantal afvalwaterzuiverings-

technieken BBT zijn nl. het gebruik van een bezinkingsbekken en/of zandfiltratie ter verwijdering van zwevend stof.

Om volgende redenen kan de toepassing van bovenvermelde BBT technieken onvoldoende zijn:

- de kwaliteit van het oppervlaktewater waarin wordt geloosd (vb.: de kwetsbaarheid/gevoeligheid voor stikstof; reductieprogramma gevaarlijke stoffen);
- de relatieve impact van de installatie op de oppervlaktewaterkwaliteit

Rekening houdende met het voorgaande, draagkracht van de ontvangende waterloop, kan voor individuele verwerkingscentra bijkomende behandeling van afvalwater noodzakelijk zijn ter verwijdering van organische micropolluenten of stikstof.

Voor de verwijdering van organische micropolluenten wordt actief koolfiltratie als BBT weerhouden.

Voor N-verwijdering werden de biologische zuivering en de breekpuntschloring als BBT geselecteerd. Indien N-verwijdering noodzakelijk is, wordt de voorkeur gegeven aan biologische N-verwijdering; breekpuntschloring dient, o.w.v. de cross-media effecten, enkel overwogen in gevallen waar biologische zuivering technisch niet toepasbaar is of niet toelaat de opgelegde lozingsnormen te behalen.

De toepassing van N-verwijdering wordt voor de verwerkingscentra voor bagger- en ruimingspecie bemoeilijkt door:

- voor biologische reiniging:
 - de moeilijke toepasbaarheid van biologische technieken, rekening houdend met de karakteristieken van het afvalwater (eenzijdige samenstelling, discontinue vrijstelling);
 - de temperatuursafhankelijkheid van deze techniek, waardoor 's winters wanneer de geloosde debieten het hoogst zijn, het N-verwijderingsrendement beperkt is (*de temperatuursafhankelijkheid is bij baggerverwerking groot doordat de installatie constant op omgevingstemperatuur staat en er geen restwarmte beschikbaar is voor verwarming van de installaties*);
 - de relatief hoge kosten ten opzichte van de relatief lage N-vrachten.
- voor breekpuntschloring:
 - de cross-media effecten van deze techniek (mogelijke vorming van gechloreerde koolwaterstoffen, o.a. trihalomethaan);
 - de relatief hoge kosten van N-verwijdering in combinatie met relatief lage N-vrachten.

Andere factoren die bepalen of N-verwijdering BBT zijn:

- het al dan niet continu vrijkomen van de afvalwaterstroom;
- het al dan niet aanwezig zijn van restwarmte;
- of de centra naast baggerverwerking ook andere activiteiten die invloed hebben op de kwaliteit van het afvalwater uitvoeren.

Op basis van de BBT analyse werd een voorstel geformuleerd voor lozingsvoorwaarden voor baggerverwerkingscentra.

Overzicht van het voorstel lozingsvoorwaarden bij verwerking bagger- en ruimingsspecie

Stof	Voorstel lozingsvoorwaarden bagger- en ruimingsspecie
ZS	60 mg/l
BZV	25 mg/l
CZV	125 mg/l
P totaal	2 mg/l
Chloriden	1.200 mg/l
Sulfaten	1.500 mg/l
Totale N	15 - 60 mg/l

- De BBT afweging voor N-verwijdering dient op bedrijfsniveau te gebeuren op basis van een aantal parameters, zoals aangegeven in bovenstaande paragraaf.
- Indien N-verwijdering BBT is, wordt de voorkeur gegeven aan biologische N-verwijdering, waarmee een totale N-concentratie van 15 mg/l haalbaar is, met afwijking tot 60 mg/l indien de temperatuur < 12°C (temperatuur gemeten *in* de reactor) bedraagt¹.
- Indien N-verwijdering geen BBT is, is een lozingsvoorwaarde van 60 mg/l haalbaar
- Voor andere parameters, waaronder metalen, PAK's, PCB's, AOX, TBT en gebromeerde vlamvertragers, kunnen geen uitspraken over met BBT haalbare lozingsconcentraties worden gedaan wegens een gebrek aan voldoende bruikbare gegevens.

Toch dient vermeld te worden dat de lijst 2C stoffen, overeenkomstig bijlage 2C van Vlare I, moeten aangevraagd worden in de vergunning indien ze geloosd worden boven MKN of boven de detectielimiet (bij ontstentenis van een MKN). Omwille van hun toxiciteit, persistentie en bio-accumulerende eigenschappen wordt gestreefd naar een strenge normering voor 'de meest gevaarlijke stoffen'. Het beëindigen van deze verontreinigingen is immers het uitgangspunt. Voor gevaarlijke stoffen is progressieve vermindering en het behalen van de MKN het uitgangspunt (zie § 2.2.1.2 Bijzondere voorwaarden).

Bij het vastleggen van lozingsvoorwaarden zal naast de BBT ook rekening gehouden worden met andere overwegingen zoals: milieukwaliteitsdoelstellingen voor het oppervlaktewater en de impact van het baggerverwerkingscentrum op de oppervlaktewaterkwaliteit en de waterzuiveringsinfrastructuur.

¹ De exploitant dient ten alle tijden de resultaten van de temperatuursmetingen te kunnen voorleggen aan de bevoegde instanties

ABSTRACT

The centre for Best Available Techniques (BAT) is founded by the Flemish Government and is hosted by Vito. The BAT centre collects, evaluates and distributes information on environment friendly techniques. Moreover, it advises the Flemish authorities on how to translate this information into its environmental policy. Central in this translation is the concept 'BAT' (Best Available techniques). BAT corresponds to the techniques with the best environmental performance that can be introduced at a reasonable cost.

This report focuses on the treatment of dredged material. Flanders counts about 13 treatment facilities for dredgings. These facilities often also treat soil. Important environmental issues are noise, odour, dust and local water pollution.

Techniques that lead to an environment-friendly treatment of dredged materials are evaluated in this BAT report. The evaluation of the treatment of the dredgings as such is not discussed. The environmental techniques considered in this report are mostly related to the dewatering of dredgings, as being the only technique for the treatment of dredgings currently employed in Flanders, with the main topic being the waste water treatment. Common water pollutants are particulate matter, chemical oxygen demand (COD) and nitrogen (N). Other water pollutants are e.g. absorbable halogenated compounds (AOX), poly aromatic carbons (PAC), heavy metals, polychlorinated biphenyl (PCB) and tributyltin (TBT). Regarding the current permit condition for nitrogen, in particular 15 mg total N/l, there seem to be some problems to comply with this level.

BAT selection was brought about on the basis of a literature survey and technical assistance from industry experts. Additional, there were several discussions with representatives of the sector and specialists from public services. The formal consultation was organised by means of an advisory committee of which the composition is given in Annex 1.

Several preventive measures are BAT, e.g. measures to reduce fugitive emissions of dust, to prevent the leach out of pollutants to the ground and prevention of noise nuisance.

Regarding the discharge to surface water, it is BAT to implement several primary measures to reduce the concentration of unsolvable compounds and the flow rate. Pollutants such as heavy metals, PAC, PCB and phosphate, with the exception of nitrogen, are for 80 to more than 95% bound to unsolvable compounds. Because of this characteristic the reduction of unsolvable compounds leads to a reduction of the load of pollutants in the surface water.

Measures to reduce the concentration of unsolvable compounds and the flow rate can be implemented during the construction of the lagunation and dump basins. If these measures do not achieve the required level, additional measures need to be taken to increase the sedimentation or reduce the concentration of particulate matter by using end-of-pipe techniques.

Because of the discontinuity of the flow rate of the supply water, the typical 'unilateral' composition of the water and the technical feasibility and cost of the wastewater treatment techniques only a few wastewater treatment techniques are BAT, e.g. the use of sedimentation basin and/or sand filtration to remove particulate matter.

The BAT mentioned above can be inadequate due to the following reasons :

- the quality of the surface water (e.g. vulnerability/sensitivity of the surface water; the Flemish reduction programme for hazardous compounds);

- the relative impact of the installation on the surface water.

Therefore, an additional treatment of the wastewater can be necessary to remove organic micro-pollutants or nitrogen.

The BAT to remove organic micropollutants is the use of activated carbon.

For the removal of nitrogen biological treatment and chemical oxidation are the BAT. If nitrogen removal is necessary, preference is given to the use of the biological treatment. Chemical oxidation is to be avoided because of its cross-media effects and only to be applied in case biological treatment is not technically feasible.

The implementation of N-removal at facilities for the treatment of dredgings is hindered by:

- for biological treatment;
 - the characteristics of the wastewater; discontinuity of the flow and ‘unilateral’ composition of the waste water;
 - the temperature dependency of the biological technique, therefore the N removal efficiency will be low in winter times when the discharged waste water flow is the highest. (This temperature dependency is especially for the treatment of dredgings of importance because these installations do not have the opportunity to use waste heat for the warming of the biological reactor during winter times.);
 - the relatively high costs compared to the relatively low N burden.
- for chemical oxidation:
 - the cross-media effects of this technique (possible generation of chlorinated hydrocarbons, e.g. trihalomethane);
 - the relatively high costs of the N-removal compared to the relatively low N.

Other factors relevant for the BAT evaluation of the N-removal are:

- the continuity or discontinuity of the waste water flows;
- other activities at the facilities for the treatment of dredgings that may have an impact on the quality of the waste water.

Based on the BAT a proposal for water discharge values for facilities for the treatment of dredgings is drafted.

Overview of the proposal for water discharge values for facilities for the treatment of dredgings

Pollutant	Proposal for water discharge values
Particulate matter	60 mg/l
BOD	25 mg/l
COD	125 mg/l
P total	2 mg/l
Chloride	1.200 mg/l
Sulphate	1.500 mg/l
Total N	15 – 60 mg/l

- The BAT evaluation for N removal needs to be done in a case by case approach, using the evaluation factors as mentioned above;
- If N removal is considered to be BAT, a preference is made for the biological treatment. With biological treatment a value of 15 mg N/l is achievable, with deviation to 60 mg N/l in case the temperature is below 12°C (as the temperature in the reactor);

- If N removal is not BAT, the achievable discharge value is 60 mg N/l;
- For other pollutants, such as heavy metals, PAC, PCB, AOX and TBT, a proposal for achievable discharge values could not be made due to lack of useful information.

However, it needs to be remarked that the discharge of hazardous pollutants as listed in annex 2C of Vlare I need to be permitted in case these are discharged in concentrations above the environmental quality standards or detection limit (in case no environmental quality standards exist). Because of the toxicity, persistency and bio-accumulative characteristics of these hazardous substances, the aim is to set strict water discharge values for the most hazardous compounds. The basic principle is to stop the discharge of these hazardous substances starting with a gradual reduction and achieving the environmental quality standard.

When issuing a permit for a specific soil remediation site one has to consider not only BAT but also the environmental quality standards and the impact of the dredging treatment activity.

Hoofdstuk 1

INLEIDING

1.1. Beste Beschikbare Technieken in Vlaanderen

1.1.1. Definitie

Het begrip “Beste Beschikbare Technieken”, afgekort BBT, wordt in VLAREM I¹, artikel 1 29°, gedefinieerd als:

“het meest doeltreffende en geavanceerde ontwikkelingsstadium van de activiteiten en exploitatiemethoden, waarbij de praktische bruikbaarheid van speciale technieken om in beginsel het uitgangspunt voor de emissiegrenswaarden te vormen is aangetoond, met het doel emissies en effecten op het milieu in zijn geheel te voorkomen of, wanneer dat niet mogelijk blijkt algemeen te beperken;

- a) *“technieken”*: zowel de toegepaste technieken als de wijze waarop de installatie wordt ontworpen, gebouwd, onderhouden, geëxploiteerd en ontmanteld;
- b) *“beschikbare”*: op zodanige schaal ontwikkeld dat de technieken, kosten en baten in aanmerking genomen, economisch en technisch haalbaar in de industriële context kunnen worden toegepast, onafhankelijk van de vraag of die technieken al dan niet op het grondgebied van het Vlaamse Gewest worden toegepast of geproduceerd, mits ze voor de exploitant op redelijke voorwaarden toegankelijk zijn;
- c) *“beste”*: het meest doeltreffend voor het bereiken van een hoog algemeen niveau van bescherming van het milieu in zijn geheel.”

Deze definitie vormt het vertrekpunt om het begrip BBT concreet in te vullen voor de bagger-verwerkingscentra in Vlaanderen.

1.1.2. Beste Beschikbare Technieken als begrip in het Vlaamse milieubeleid

1.1.2.1. Achtergrond

Bijna elke menselijke activiteit (vb. woningbouw, industriële activiteit, recreatie, landbouw) beïnvloedt op de één of andere manier het leefmilieu. Vaak is het niet mogelijk in te schatten hoe schadelijk die beïnvloeding is. Vanuit deze onzekerheid wordt geoordeeld dat iedere activiteit met maximale zorg moet uitgevoerd worden om het leefmilieu zo weinig mogelijk te belasten. Dit stemt overeen met het zogenaamde voorzorgsbeginsel.

In haar milieubeleid gericht op het bedrijfsleven heeft de Vlaamse overheid dit voorzorgsbeginsel vertaald naar de vraag om de “Beste Beschikbare Technieken” toe te passen. Deze vraag wordt als zodanig opgenomen in de algemene voorschriften van VLAREM II² (art. 4.1.2.1). Het toepassen van de BBT betekent in de eerste plaats dat iedere exploitant al wat technisch en economisch mogelijk is, moet doen om milieuschade te vermijden. Daarnaast wordt ook de naleving van de vergunningsvoorwaarden geacht overeen te stemmen met de verplichting om de BBT toe te passen.

¹ VLAREM I: Besluit van de Vlaamse Regering van 6 februari 1991 houdende vaststelling van het Vlaams Reglement betreffende de milieuvergunning, herhaaldelijk gewijzigd.

² VLAREM II: Besluit van de Vlaamse Regering houdende algemene en sectorale bepalingen inzake milieuhygiëne van 1 juni 1995, herhaaldelijk gewijzigd.

Ook in de meeste andere geïndustrialiseerde landen kan het BBT-principe worden teruggevonden in de milieuregelgeving, zij het soms met een andere klemtoon. Vergelijkbare begrippen zijn o.a.: BAT (Best Available Techniques), BATNEEC (Best Available Techniques Not Entailing Excessive Costs), de Duitse ‘Stand der Technik’, het Nederlandse ALARA-principe (As Low as Reasonably Achievable) en ‘Beste Uitvoerbare Technieken’.

Binnen het Vlaamse milieubeleid wordt het begrip BBT in hoofdzaak gehanteerd als basis voor het vastleggen van milieuvergunningsvoorwaarden. Dergelijke voorwaarden die aan inrichtingen in Vlaanderen worden opgelegd steunen op twee pijlers:

- de toepassing van de BBT;
- de resterende milieu-effecten mogen geen afbreuk doen aan de vooropgestelde milieu-kwaliteitsdoelstellingen.

Ook de Europese “IPPC” Richtlijn (96/61/EC), schrijft de lidstaten voor op deze twee pijlers te steunen bij het vastleggen van milieuvergunningsvoorwaarden.

1.1.2.2. Concretisering van het begrip

Om concreet inhoud te kunnen geven aan het begrip BBT, dient de algemene definitie van VLAREM I nader verduidelijkt te worden. Het BBT-kenniscentrum hanteert onderstaande invulling van de drie elementen.

“Beste” betekent “beste voor het milieu als geheel”, waarbij het effect van de beschouwde techniek op de verschillende milieucompartimenten (lucht, water, bodem, afval) wordt afgewogen;

“Beschikbare” duidt op het feit dat het hier gaat over iets dat op de markt verkrijgbaar en redelijk in kostprijs is. Het zijn dus technieken die niet meer in een experimenteel stadium zijn, maar effectief hun waarde in de bedrijfspraktijk bewezen hebben. De kostprijs wordt redelijk geacht indien deze haalbaar is voor een ‘gemiddeld’ bedrijf uit de beschouwde sector én niet buiten verhouding is tegenover het behaalde milieuresultaat;

“Technieken” zijn technologieën én organisatorische maatregelen. Ze hebben zowel te maken met procesaanpassingen, het gebruik van minder vervuilende grondstoffen, end-of-pipe maatregelen, als met goede bedrijfspraktijken.

Het is hierbij duidelijk dat wat voor het ene bedrijf een BBT is dat niet voor een ander hoeft te zijn. Toch heeft de ervaring in Vlaanderen en in andere regio’s/landen aangetoond dat het mogelijk is algemene BBT-lijnen te trekken voor groepen van bedrijven die dezelfde processen gebruiken en/of gelijkaardige producten maken.

Dergelijke sectorale of bedrijfstak-BBT maken het voor de overheid mogelijk *sectorale vergunningsvoorwaarden* vast te leggen. Hierbij zal de overheid doorgaans niet de BBT zelf opleggen, maar wel de milieuprestaties die met BBT haalbaar zijn als norm beschouwen.

Het concretiseren van BBT voor sectoren vormt tevens een nuttig referentiepunt bij het toekennen van steun bij milieuvriendelijke investeringen door de Vlaamse overheid. De regeling ecologiepremie bepaalt dat bedrijven die milieu-inspanningen leveren die verdergaan dan de wettelijke vereisten, kunnen genieten van een investeringssubsidie.

1.1.3. Het Vlaams kenniscentrum voor Beste Beschikbare Technieken

Om de overheid te helpen bij het verzamelen en verspreiden van informatie over BBT en om haar te adviseren in verband met het BBT-gerelateerde vergunningenbeleid, heeft VITO (Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek) op vraag van de Vlaamse overheid een Kenniscentrum voor Beste Beschikbare Technieken uitgebouwd. Dit BBT-kenniscentrum inventariseert informatie rond beschikbare milieuvriendelijke technieken, selecteert daaruit de beste beschikbare technieken en vertaalt deze naar vergunningsvoorwaarden en ecologie-premie. De resultaten worden op een actieve wijze verspreid, zowel naar de overheid als naar het bedrijfsleven, onder meer via sectorrapporten, informatiesessies en het Internet (<http://www.emis.vito.be>).

Het BBT-kenniscentrum wordt gefinancierd door het Vlaams gewest en begeleid door een *stuurgroep* met vertegenwoordigers van de Vlaamse overheid (kabinet Leefmilieu, kabinet Energie, LNE, ANRE, AWI, IWT, OVAM, VMM en VLM).

1.2. De BBT-studie ‘baggerverwerkingscentra’

1.2.1. Doelstellingen van de studie

Vermits de baggerverwerkingscentra worden geconfronteerd met een verstrengde aanpak inzake de normering van de afvalwaterlozing, is er momenteel nood aan ondersteuning van de normering voor lozing van afvalwater voor deze activiteit. De BBT-analyse zal zich dan ook hoofdzakelijk richten op technieken voor afvalwaterbehandeling na het ontwateren van specie. Deze analyse zal leiden tot voorstellen voor een eenduidige normeringsaanpak van afvalwaterlozingen. De beschrijvingen van baggerverwerkingstechnieken van het bestaande ‘Handboek Evaluatie Slibverwerkingstechnieken’ (OVAM 2002) zullen in de BBT-studie geïntegreerd worden. Zo wordt de beschikbare informatie gebundeld in één enkel boekwerk: de BBT-studie.

1.2.2. Inhoud van de studie

Vertrekpunt van het onderzoek naar de Beste Beschikbare Technieken voor de baggerverwerkingscentra is de omschrijving en afbakening van het onderwerp van studie (hoofdstuk 2).

In het derde hoofdstuk wordt de procesvoering in detail beschreven en wordt per behandelingstechniek nagegaan welke milieu-effecten mogelijk optreden.

Basisdocument voor het opstellen van deze hoofdstukken zijn het analysedocument Bagger- en ruimingsspecie.

Op basis van een uitgebreide literatuurstudie, aangevuld met gegevens van leveranciers en bedrijfsbezoeken, wordt in hoofdstuk vier een inventaris opgesteld van milieuvriendelijke technieken voor de sector. Vervolgens, in hoofdstuk vijf, vindt voor elk van deze technieken een evaluatie plaats, niet alleen van het globaal milieurendement, maar ook van de technische en economische aspecten. Deze grondige afweging laat ons toe de Beste Beschikbare Technieken te selecteren.

De BBT zijn op hun beurt de basis voor een aantal suggesties om de bestaande milieuvergunningvoorwaarden te evalueren, te concretiseren en aan te vullen (hoofdstuk 6). Tevens wordt,

in hoofdstuk zeven, onderzocht welke van deze technieken in aanmerking komen voor investeringssteun in het kader de ecologiepremie.

1.2.3. Begeleiding en werkwijze

Voor de wetenschappelijke begeleiding van de studie werd een begeleidingscomité samengesteld met vertegenwoordigers van industrie en overheid. Dit comité kwam 4 keer bijeen om de studie inhoudelijk te sturen (08/07/2005, 08/11/2005, 22/01/2007, 20/03/2007). De namen van de leden van dit comité en van de externe deskundigen die aan deze studie hebben meegewerkt, zijn opgenomen in bijlage 1. Het BBT-kenniscentrum heeft voor zover mogelijk rekening gehouden met de opmerkingen van het begeleidingscomité. Dit rapport is evenwel geen compromistekst maar komt overeen met wat het BBT-kenniscentrum op dit moment als de stand der techniek en de daaraan gekoppelde meest aangewezen aanbevelingen beschouwt.

Hoofdstuk 2**SOCIO-ECONOMISCHE EN MILIEU-JURIDISCHE SITUERING VAN DE SECTOR**

In dit hoofdstuk wordt de sector van baggerverwerking gesitueerd en doorgelicht, zowel socio-economisch als milieu-juridisch.

Vooreerst wordt getracht de bedrijfstak te omschrijven en het onderwerp van studie zo precies mogelijk af te bakenen. In een tweede paragraaf wordt dieper ingegaan op de belangrijkste milieu-juridische aspecten voor de baggerverwerkingscentra.

Basisdocumenten voor het opstellen van dit hoofdstuk zijn het analysedocument Bagger- en ruimingsspecie en het ontwerp Uitvoeringsplan Bagger- en ruimingsspecie uitgegeven door OVAM (resp. OVAM, sept 2003; OVAM febr 2006).

2.1. Omschrijving en afbakening van de bedrijfstak**2.1.1. Algemeen kader**

Bagger- en ruimingsspecie ontstaat wanneer sedimenten uit de waterlopen worden geruimd omwille van hydraulische en/of nautische redenen, of omwille van ecologische redenen.

Afzetting van bodemmateriaal in de waterloop is een natuurlijk proces dat deel uitmaakt van een evenwichtig watersysteem. Door de stijgende graad van bodemerosie en afspoeling van sediment, veelvuldige ingrepen aan de waterlopen en de toegenomen verharde oppervlakte krijgen de waterlopen te maken met een overmaat aan sediment.

In de huidige omstandigheden is het sediment niet langer alleen afkomstig van natuurlijke processen. De sedimentaanvoer naar de waterloop is sterk vermeerderd ten gevolge van diverse factoren als toegenomen erosie, oppervlakkige afstroming en transport in de waterloop van het sediment, de stijgende aanvoer van lozingen van diverse oorsprong en de verminderde mogelijkheid om op natuurlijke plaatsen te sedimenteren. Daarnaast is in de loop der jaren een historische achterstand ontstaan in het baggeren en ruimen van waterlopen.

Door industriële, agrarische en huishoudelijke activiteiten zijn doorheen de jaren grote hoeveelheden verontreinigende stoffen in de waterlopen terechtgekomen. De vervuiling is afkomstig uit puntbronnen (niet-gesaneerde lozingen van huishoudens en industrie, illegale lozingen, overstorten rwzi's) en diffuse bronnen (landbouw, verkeer,...).

De problematiek van bagger- en ruimingsspecie heeft een wezenlijke impact op de maatschappij. De activiteit van baggeren en ruimen dient verschillende maatschappelijke belangen en vrijwaart de diverse functies van water: scheepvaart, waterhuishouding, natuur, landbouw, milieu,... Daartegenover staat dat bagger- en ruimingswerken hinderlijke effecten kunnen teweegbrengen voor natuur en milieu. Ook het storten van bagger- en ruimingsspecie heeft een belangrijk maatschappelijk aspect.

2.1.2. De baggerketen

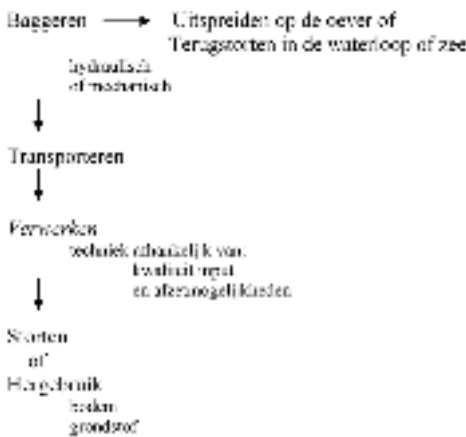
Voor specie afkomstig van het baggeren en ruimen van de waterlopen bestaan er in Vlaanderen vier mogelijke pistes:

- uitspreiden van ruimingsspecie op de oever van de waterloop;
- terugstorten van ruimings- of bagger- en ruimingsspecie in de waterloop of in zee;
- verwerking van specie, gevolgd door hergebruik als bodem of als bouwstof en storten van de eventuele restfractie;
- storten (na ontwatering en eventueel bijkomende verwerkingstechniek).

De keuze van de gevolge piste begint bij het vaststellen van:

- omvang
- grondgesteldheid
- eventueel type en mate van verontreiniging

De gehele baggerketen ziet er als volgt uit:



Tabel 1: Inventarisatie van de verschillende bestemmingen voor gebaggerde en geruimde specie (periode januari 2001-januari 2002), cijfers in tds (OVAM, febr 2006)

	Bevaarbare waterlopen	Onbevaarbare waterlopen 1ste categorie	Totaal
Hoeveelheid geruimd of gebaggerd (tds)	1018.000 ^a	105.000 ^c	1123.000
Hoeveelheid nuttig hergebruikt (tds)	180.000 ^b	p.m.	180.000 + p.m.
Hoeveelheid gestort (tds)	838.000	p.m.	838.000 + p.m.

- a. Exclusief de teruggestorte hoeveelheden en de hoeveelheden verplaatst in de waterloop met slibslepen of agitatie-baggeren.
- b. Toegepast voor het opspuiten van dijken en zandwinning.
- c. Gegevens van de bekkens van de Demer, de Brugse Polders, de IJzer, de Gentse Kanalen en het Leiebekken en van de buitendienst Vlaams Brabant van VMM.

Het behandelen van bagger- en ruimingsspecie is nuttig omwille van twee redenen:

- Het te storten volume wordt verkleind, waardoor de behoefte aan stortplaatsen/ stortplaats-capaciteit vermindert.

- De mogelijkheden om bagger- en ruimingsspecie als secundaire grondstof te gebruiken, worden verruimd, waardoor deze specie mogelijk, afhankelijk van de noodzakelijke graad van behandeling en de bouwtechnische kwaliteiten, een volwaardig alternatief kan vormen voor primaire delfstoffen.

Voor het gebruik van bagger- en ruimingsspecie als secundaire grondstof is een gebruikscertificaat verplicht. De procedure voor het bekomen van dit certificaat staat beschreven in het VLAREA. Volgens de bepalingen van art. 4.2.3.2 van VLAREA is in bepaalde gevallen voor het uitspreiden van ruimingsspecie in de 5-meterstrook geen gebruikscertificaat verplicht (zie Code van Goede Praktijk Bagger- en Ruimingsspecie). Volgens het decreet Integraal Waterbeleid geldt in elke oeverzone het verbod om er ruimingsspecie op af te zetten tenzij er een uitzondering wordt gemaakt in het (deel)bekkenbeheerplan.

Hergebruik van niet-verontreinigde specie als bodem

Niet-verontreinigde, ontwaterde bagger- en ruimingsspecie komt in aanmerking voor hergebruik als bodem wanneer wordt voldaan aan de hiervoor bepaalde normen in het VLAREA. VLAREA maakt de koppeling met de definities en voorwaarden die opgelegd worden voor het gebruik van uitgegraven bodem als bodem, zoals opgenomen in het VLAREBO in uitvoering van het bodemsaneringsdecreet.

Voorbeelden van toepassingen van ontwaterde specie als bodem zijn het gebruik als vulgrond voor het aanleggen van industrieterreinen, afdekkingen voor stortplaatsen en het vullen van zandwin- en kleiputten. Ook in het kader van ecologische herstelprojecten kan specie een bestemming als bodem krijgen, zoals bij de aanleg van natuurvriendelijke oevers.

De nuttige toepassing van behandelde bagger- en ruimingsspecie dient krachtens artikel 5 van het afvalstoffendecreet bevorderd te worden.

Hergebruik als bouwstof

Behandelde bagger- en ruimingsspecie komt in aanmerking voor hergebruik als bouwstof wanneer wordt voldaan aan de hiervoor bepaalde normen in het VLAREA.

Het VLAREA legt voorwaarden op inzake totaalconcentratie van de verontreinigingen in de afvalstof, inzake uitloogbaarheid voor niet-vormgegeven bouwstoffen, en inzake maximale immissie in de bodem. Voor het aanwenden van bepaalde afvalstoffen als niet-vormgegeven bouwstof, kan onder specifieke voorwaarden afgeweken worden van de norm van effectieve infiltratie van 300 mm/jaar. Deze afwijkingsmogelijkheid wordt beperkt tot de afvalstoffen waarvoor geen haalbare alternatieve behandelingsmogelijkheid bestaat. Het gebruik als secundaire grondstof moet dan wel afgeschermd worden, bij voorbeeld door een ondoordringbare afwerkingslaag zoals een slijtlaag.

Toepassingen van behandelde bagger- of ruimingsspecie kunnen worden opgedeeld in hergebruik als niet-vormgegeven bouwstof (grond, zand of klei) of als vormgegeven bouwstof (kunstgrind, kunstbasalt, baksteen).

Voorbeelden van toepassingen als niet-vormgegeven bouwstof zijn wegophogingen, geluidswallen en dijkophogingen. Het gebruik als bouwstof wordt beperkt tot een werk zoals gedefinieerd in VLAREA. De normen voor het gebruik als bouwstof staan in relatie tot een standaard toepassingshoogte van 0,7 meter. Technisch gezien bestaat de mogelijkheid om uitgaande van bagger- en ruimingsspecie granulaten te produceren via koude immobilisatie en vormgegeven

bouwstoffen als kunstgrind, kunstbasalt of baksteen via thermische immobilisatie. Deze technieken zijn in Vlaanderen uitgetest, maar worden nog niet op praktijkschaal toegepast. De voornaamste reden hiervoor is de kostprijs en de beperkte afzetmarkt voor gerecycleerde bouwstoffen. Koude immobilisatie wordt bijvoorbeeld wel al op grote schaal toegepast, maar niet op bagger- en ruimingsspecie.

Naast de normen voor hergebruik die worden opgelegd door het VLAREA, moet een bouwstof ook voldoen aan de civieltechnische regelgeving die voor de verschillende toepassingen van kracht is. Ook wettelijk gezien kunnen er beperkingen zijn voor het toepassen van gerecycleerde producten.

Storten

Storten van specie wordt in Vlaanderen op grote schaal toegepast en gebeurt “nat” (in loswallen) of “droog” (in monostortplaatsen, rechtstreeks of na een voorafgaande behandeling, zoals ontwatering). Voor het inrichten en het uitbaten van (mono)stortplaatsen is de VLAREM regelgeving van kracht.

2.1.3. Ervaring met verwerking in Vlaanderen

Ontwatering

Globaal blijkt in Vlaanderen gedurende de afgelopen jaren heel wat ervaring te zijn opgebouwd met lagunering en/of andere ontwateringstechnieken.

De toepassingsmogelijkheden van diverse ontwateringstechnieken zijn veelbelovend. De kostprijs lijkt redelijk. De milieu-impact kan sterk beperkt worden als de nodige maatregelen worden opgelegd om de mogelijke impact op grondwater (bijvoorbeeld onderafdek bij lagunering) en op oppervlaktewater (afvalwaterbehandeling) te minimaliseren. De reële toepasbaarheid en toegevoegde waarde van ontwateringstechnieken wordt in de praktijk echter vooral beperkt door de mogelijke eindbestemming van de ontwaterde fractie. Vooral met het oog op de nuttige toepassing van bagger- en ruimingsspecie als bodem of als niet vormgegeven bouwstof kan de toegevoegde waarde van ontwatering belangrijk zijn. Ook voor het storten van bagger- en ruimingsspecie is ontwatering aangewezen omwille van de optredende volumereductie. Een vergelijking van lagunering met mechanische ontwateringstechnieken blijft moeilijk. Mechanische ontwatering met filterpersen biedt perspectieven maar er zijn nauwelijks betrouwbare praktijkgegevens voorhanden. De toekomstige ontwateringsinstallatie van het GHA kan op dit vlak belangrijke bijkomende ervaringsgegevens opleveren.

Zandafscheiding

Zandafscheiding biedt perspectieven voor bagger- en ruimingsspecie maar heeft nood aan stimulerende overheidsmaatregelen. De verwerkingsinfrastructuur voor ontzanding van bagger- en ruimingsspecie is in Vlaanderen nochtans aanwezig. De bestaande fysisch-chemische grondreinigingscentra zijn vrijwel allemaal uitgerust met een hydrocycloon installatie maar worden, ondanks een gemiddelde onderbezetting, nauwelijks voor verwerking van bagger- en ruimingsspecie ingezet. Drempels voor toepassing zijn onder meer de onvoldoende afstemming qua modaliteiten in bestekken en de kostprijs en de afzetmogelijkheden voor de zandfractie.

Zandafscheiding heeft als nadeel dat er naast de herbruikbare zandfractie ook een slibfractie wordt verkregen die niet meer voor verdere verwerking in aanmerking komt en dient te worden

gestort. Indien de kwaliteit van de bagger- en ruimingsspecie het toelaat verdient een integraal hergebruik van de specie de voorkeur.

Reiniging

Technieken voor reiniging van bagger- en ruimingsspecie blijken veel minder van de grond te komen. In Nederland wordt de techniek van de landfarming af en toe toegepast maar vooralsnog niet op zeer grote schaal. Voor bepaalde eenvoudig afbreekbare organische componenten (minerale olie, PAK's) worden ook in Vlaanderen positieve resultaten geboekt met lagunering in combinatie met bioremediëring. Echte Vlaamse ervaringsgegevens omtrent reiniging van bagger- en ruimingsspecie zijn nauwelijks openbaar beschikbaar.

Thermische verwerking

Thermische verwerkingstechnieken zijn tot nu toe in Vlaanderen slechts op beperkte schaal beproefd (situatie 2006). Onder meer de productie van argexkorrels kampt nog met technische problemen. Vooral op basis van buitenlandse ervaringsgegevens blijkt dat de belangrijkste drempel de kostprijs is en de vrees voor het negatieve imago van de geproduceerde secundaire materialen. De verwachtingen ten aanzien van deze techniek zijn nochtans groot.

Ook het feit dat bagger- en ruimingsspecie als afvalstof wordt gecatalogeerd bemoeilijkt de verwerking in de keramische industrie van ontwaterde bagger- en ruimingsspecie omwille van de impact op de vergunningssituatie van bestaande keramische installaties.

2.1.4. Overzicht van de verwerkingsites

Tabel 2: Overzicht verwerkingscapaciteit voor bagger- en ruimingsspecie en andere slijbstromen in Vlaanderen per jaar, door de sterke evolutie binnen deze sector geeft deze tabel echter niet de huidige stand van zaken weer (OVAM, febr 2006)

	Vergunde jaarcapaciteit	Vergunde capaciteit ^a		Capaciteit in aanvraag in ton	Vergund tot	Ligging	Operationeel voor ^c
		in ton	In tds				
Bioterra (Opglabbeek)	7.500 tds ^d	21.000	8.000 ^d		12/ 2016	Maasbekken, Genk	G, BS, RS
De Bree Cleaning (Maldegem)	180.000 tds	514.000	180.000		09/2021	Schipdonk- en Leopoldkanaal, Eeklo	G en RKS
Envisan (Gent) (lagunering en mechanische ontwatering)	TOP 75.000 t (2/3 gevaarlijke, 1/3 niet-gevaarlijke specie)-behandeling 300.000 ton	300.000	105.000		06/2015	Gentse Kanaalzone	BS, RS
Flanders Sandrecycling Company (Tessenderlo)	15.000 ton	15.000	5.000		10/2017	Hasselt	GS en RS
GRC (Kallo)	50.000 ton bagger-specie in oude installatie en 100.000 ton BS+RS+G via bioremediatie	150.000	53.000		07/2013		G, BS ^e , RS ^e
Hoviland (Drogenbos)	10.000 tds RKS	29.000	10.000		07/2018	Zennebekken, Brussel en GS	Behandelen RKS en GS
Slibrecyclage-centrum DEC Kranke-loon (Zwijndrecht) (laguneringssite)	257.000 ton	257.000	90.000		10/2014	Zeeschelde-bekken, Antwerpen	BS en RS
Slibrecyclage-centrum DEC (Ruisbroek) (laguneringssite)	106.000 ton	106.000	37.000		10/2014	Zeeschelde-bekken, Klein-Brabant	BS en RS
Slibrecyclage-centrum DEC (Zeebrugge)	400.000 ton	400.000	140.000		06/2023	Kustregio	BS en RS
Shanks Destaldonk	85.000 (per dag) 150.000 (per dag)	1.143.000	400.000		08/2011		BS, RS en G
Sita (Grimbergen)	vast: 40 ton/uur mobiel: 10 ton/uur	96.000 ^f	34.000		04/2016	Zennebekken, Vlaams-Brabant	G, BS, RS, RKS



Tabel 2: *Overzicht verwerkingscapaciteit voor bagger- en ruimingsspecie en andere slibstromen in Vlaanderen per jaar, door de sterke evolutie binnen deze sector geeft deze tabel echter niet de huidige stand van zaken weer (OVAM, febr 2006) (vervolg)*

	Vergunde jaarcapaciteit	Vergunde capaciteit ^a		Vergunde capaciteit ^b In tds	Capaciteit in aanvraag in ton	Vergund tot	Ligging	Operationeel voor ^c
		Vergunde capaciteit ^a in ton						
Top Meerhout					150.000 ton	In aanvraag	Kempen	BS, RS en G
Rodia Chemie (DEC)					375.000 m³	In aanvraag	Gentse kanaalzone	BS
Totaal		3.017.000 ton	1.062.000 tds		+ p.m.			
Effectief totaal (zonder GRC en Haviland)		2.857.500 ton	999.000 tds					

a. De vermelde capaciteiten zijn totaalcapaciteiten die soms niet enkel op het behandelen van bagger- en ruimingsspecie slaan (ook andere slibs).
b. Aanname 35% ds (30-40% ds).
c. G = grond, GS = grachtenspecie, BS = bagger- en ruimingsspecie, RS = ruimingsspecie, RKS = rioolkolkenlib.
d. Momenteel wordt er een bijkomende opslagcapaciteit van 65.000 ton ds aangevraagd, de behandelingscapaciteit blijft gelijk.
e. BS en RS zijn opgenomen in vergunning maar is om geregulariseerd te zijn wanneer er sporadisch bv. RS met de grond vermengd is. Alle BS wordt door DEC behandeld.
f. Aanname 300 dagen aan 8u/dag (gemiddeld)

2.1.5. Overzicht stortplaatsen

Tabel 3: Overzicht stortplaatsen voor bagger- en ruimingsspecie in Vlaanderen; door de sterke evolutie binnen deze sector geeft deze tabel echter niet de huidige stand van zaken weer (OVAM, febr 2006)

Type	Eigenaar	Vergunde restcapaciteit eind 2004 (m³)	Potentieelrest-capaciteit (m³, 2004)	Vergund tot	Ligging
Monostortplaatsen					
Callemansputte (Zelzate)	AWZ	0	0 ^a	09/2011	Gentse havengebied
Fasiver (Zwijnaarde) ^b	DEC	870.216	800.000 ^c	06/2018	Bovenschede, Leie, kanalen, Ringvaart, Gentse binnenwateren
Kallemoëie-Papelenvijver (Nazareth)	AWZ	890.000 ^d		02/2023	Leiebekken
Loswal Zandvliet (Antwerpen)	GHA	300.000 ^e ton ds = 780.000m³		04/2007	Enkel BS uit Haven Antwerpen
Mendonk (Gent) (OVMB)	DEC	0	1.000.000		
Nieuwe Stede (Houthulst)	AWZ	0 ^f	359.000 ^f	07/2009	IJzerbekken
Stevan (Lendelede)	NV Stevan	320.000		12/2006	Leiebekken
Schipdonk (Zomergem)	AWZ	0	0 ^h	05/2015	Leiebekken
Silvamo (Roeselare)	Shanks, DEC	390.000		06/2013	Leiebekken, aanvoer van recyclagecentra DEC
Sint-Joris (Beernem)	AWZ	1.000.000 ^h	500.000 ^h (na afgraven en behandeling)	07/2009 en 10/2016	Leiebekken
Type	Eigenaar	Vergunde restcapaciteit eind 2004 (m³)	Potentieel rest-capaciteit (m³, 2004)	Vergund tot	Ligging

Tabel 3: Overzicht stortplaatsen voor bagger- en ruimingsspecie in Vlaanderen; door de sterke evolutie binnen deze sector geeft deze tabel echter niet de huidige stand van zaken weer (OVAM, febr 2006) (vervolg)

Type	Eigenaar	Vergunde restcapaciteit eind 2004 (m³)	Potentiële rest-capaciteit (m³, 2004)	Vergund tot	Ligging
Subaquatische stortplaatsen					
<i>Delwaidedok</i>	GHA	1.950.000 m³		10.07.2011	Enkel BS uit Haven Antwerpen
Spaarbekken Nieuwpoort	AWZ	0	Afwerking tegen 31/12/05	April 2003	-
Waastrandhaven (Beveren)	AWZ	0	600.000 ⁱ	December 2003	Beneden-Zeeschelde
Plaats van Boomke en Punt van Melsele	AWZ	- ^j	-	16.11.2005	Enkel BS uit Beneden – Zeeschelde en Deurganckdok
Schaar Ouden Doel	AWZ	Max. 7.000.000 m³ per jaar	-		Enkel BS uit Beneden - Zeeschelde en Deurganckdok
Zwaaiikom Herent	AWZ	16.000	0	2010	Enkel BS uit kanaal Leuven-Dijle
Overdiepte Insteekdok Grimbergen	AWZ	170.000 (= 255.000 ton)	0	Nog te vergunnen	Enkel BS uit kanaal Brussel-Schelde

- De stortplaats zal eventueel afgegraven worden waarbij de bagger- en ruimingsspecie als secundaire grondstof gebruikt zou worden. Vervolgens zou er sterker verontreinigde bagger- en ruimingsspecie gestort kunnen worden. Momenteel nog geen aanvraag ingediend.
- 13 jaarlijkse capaciteit: 250.000 tds
- In januari 2005 werd een bankgarantie gesteld voor de fases: A1, A2, B, C en E1 met een totale opp. van 13,4 ha.
- Stortplaats vergund voor BS die voldoet aan de normen voor inerte afvalstoffen.
- Stortplaatsen van GHA worden enkel voor bagger- en ruimingsspecie van het Havenbedrijf zelf gebruikt, niet van derden.
- Stortplaats moet tegen 10/09/2009 afgegraven worden. Indien er een nieuwe vergunning zou aangevraagd worden, dan zou er zoveel capaciteit beschikbaar zijn. Vergunning voor opvulling afgelopen op 28/11/2004.
- Het is de bedoeling om stort volledig af te graven (10.000 m³) maar terrein daarna niet meer als laguningsveld/stort te gebruiken.
- Eind 2004 werd reeds 860.269 m³ voorlopig geborgen maar nog niets definitief geborgen zodat de restcapaciteit 1.000.000 m³ blijft. Voor 16 juli 2009 dient de exploitatie van fase 1 stopgezet te worden.
- Afhankelijk van opvulling tot -15 of -14,5m TAW (zeespiegelniveau), maar vergunning is afgelopen.
- Geen capaciteit of max. toelating per jaar in vergunning.

2.2. Milieu-juridische aspecten

Op basis van de in *VLAREM I* opgenomen reglementering is het noodzakelijk om voor verwerking of storten van bagger- en ruimingsspecie een milieuvergunning aan te vragen. De in bijlage 1 van *VLAREM I* opgenomen indelingslijst deelt de verschillende activiteiten in klasse 1, 2 of 3, naargelang de graad van hinderlijkheid van de aanwezige installaties (klasse 1 is het meest hinderlijk). Als het bedrijf wordt ondergebracht in klasse 1 of 2 zal een milieuvergunning noodzakelijk zijn. De procedure voor het bekomen van een dergelijke vergunning wordt beschreven in *VLAREM I*.

Voor ieder van deze installaties worden milieuvoorwaarden opgelegd welke beschreven staan in *VLAREM II*. Verder kunnen er ook nog bijzondere milieuvoorwaarden worden opgelegd in de vergunning.

Bij het uitvoeren van baggerverwerkingswerkzaamheden zijn naast *VLAREM* ook andere milieugerelateerde wetgevingen van kracht. De waterbodems, zolang ze in de waterloop aanwezig zijn, vallen onder de bepalingen van het *bodemsaneringsdecreet*. Voor gebaggerde of geruimde specie verschilt de van kracht zijnde wetgeving al naargelang de eindbestemming (*VLAREA*, *VLAREBO*, *VLAREM* of het *oppervlakedelfstofdecreet*).

2.2.1. VLAREM

2.2.1.1. Titel I van VLAREM

Volgens de indelingslijst (bijlage 1 van *VLAREM I*), die zijn wettelijke basis vindt in het milieuvergunningsdecreet, het afvalstoffendecreet en een aantal andere richtlijnen (o.a. IPPC, MER, stortplaatsen,...), is het verwijderen van afvalstoffen een vergunningsplichtige handeling en het nuttig toepassen van afvalstoffen een vergunnings- of meldingsplichtige handeling.

Meer bepaald zijn de ingedeelde inrichtingen voor de opslag en verwerking van afvalstoffen opgedeeld in inrichtingen voor de opslag en nuttige toepassing van afvalstoffen enerzijds en inrichtingen voor de opslag en verwijdering van afvalstoffen anderzijds. De rubrieken overgenomen uit de Europese Richtlijn overlappen in de praktijk met andere rubrieken.

In de indelingslijst met betrekking tot bagger- en ruimingsspecie zijn sinds de laatste wijziging volgende concrete rubrieken vermeld:

Onder rubriek 2.2 'Opslag en nuttige toepassing van afvalstoffen':			
2.2.8	Opslag en behandeling van bagger- en ruimingsspecie afkomstig van het ruimen, verdiepen en/of verbreden van bevaarbare en onbevaarbare waterlopen behorende tot het openbaar hydrografisch net en/of van de aanleg van nieuwe waterinfrastructuur:		
	a)	Opslag in afwachting van behandeling	klasse 3
	b)	Mechanische, fysisch chemische en/of biologische behandeling	klasse 3

Onder de rubriek 2.3 'Opslag en verwijdering van afvalstoffen':			
2.3.7	Opslag, behandeling en verwijdering van bagger- en ruimingsspecie met uitzondering: van het ter plaatse uitspreiden van niet-verontreinigde ruimingsspecie		
	a)	Monostortplaatsen voor bagger- en ruimingsspecie en/of ruimingsspecie afkomstig van het ruimen, verdiepen en/of verbreden van bevaarbare en onbevaarbare waterlopen behorende tot het openbaar hydrografisch net en/of van de aanleg van nieuwe waterinfrastructuur	klasse 1
	b)	Terugstorten van sub a) bedoelde bagger- en ruimingsspecie en/of ruimingsspecie in de waterloop waaruit deze afkomstig is	klasse 2
	c)	Opslag van sub a) bedoelde bagger- en ruimingsspecie en/of ruimingsspecie in afwachting van behandeling	klasse 2
	d)	Mechanische, fysisch-chemische en/of biologische behandeling van sub a) bedoelde bagger- en ruimingsspecie en/of ruimingsspecie	klasse 2

Onder de rubriek 2.2 'Opslag en nuttige toepassing van afvalstoffen':			
2.2.7	Installaties voor de nuttige toepassing, als gedefinieerd in artikel 1.4 van het VLAREA, van gevaarlijke afvalstoffen met een capaciteit van meer dan 10 ton/dag		klasse 1

Onder de rubriek 2.3 'Opslag en verwijdering van afvalstoffen':			
2.3.8	Installaties voor de verwijderingshandelingen D1 tot D12 van gevaarlijke afvalstoffen met een capaciteit van meer dan 10 ton per dag		klasse 1
2.3.9	Installaties voor de volgende verwijderingshandelingen van niet-gevaarlijke afvalstoffen met een capaciteit van meer dan 50 ton per dag:		
	a)	D8: biologische behandeling waardoor verbindingen of mengsels ontstaan die worden verwijderd op een van de in rubriek 2.3.8 vermelde methodes D1 tot en met D12	klasse 1
	b)	D9: fysisch-chemische behandeling waardoor verbindingen of mengsels ontstaan die worden verwijderd op een van de rubriek 2.3.8 vermelde methodes D1 tot en met D12 (vb. verdampen, drogen, calcineren,...)	klasse 1

Onder de rubriek 3.4. 'Het lozen van niet in rubriek 3.6 begrepen bedrijfsafvalwater dat één of meer van de in bijlage 2C bij titel I van het Vlareem bedoelde gevaarlijke stoffen bevat in concentraties hoger dan de geldende milieukwaliteitsnormen voor het uiteindelijk ontvangende oppervlaktewater, met een debiet:':			
	1°	tot en met 20 m ³ /u	klasse 2
	2°	van meer dan 20 m ³ /u	klasse 1

Onder de rubriek 3.6. 'Afwalwaterzuiveringsinstallaties, met inbegrip van het lozen van het effluentwater en het ontwateren van de bijhorende slibproductie'			
3.6.2	voor de behandeling van bedrijfsafvalwater dat geen van de in bijlage 2C bij titel I van het Vlarem bedoelde gevaarlijke stoffen bevat, met een effluent:		
	1°	tot en met 5 m ³ /u	klasse 3
	2°	van meer dan 5 m ³ /u tot en met 200 m ³ /u	klasse 2
	3°	van meer dan 200 m ³ /u	klasse 1
3.6.3	voor de behandeling van bedrijfsafvalwater dat één of meer van de in bijlage 2C bij titel I van het Vlarem bedoelde gevaarlijke stoffen bevat in concentraties hoger dan de geldende milieukwaliteitsnormen voor het uiteindelijk ontvangende oppervlaktewater, met uitzondering van de in rubriek 3.6.5 ingedeelde inrichtingen, met een effluent:		
	1°	tot en met 50 m ³ /u	klasse 2
	2°	van meer dan 50 m ³ /u	klasse 1

Onder de rubriek 18.3. 'Winning van mineralen door afbaggering van de zee- of rivierbodem'			
	1°	met een volume van 100000 m ³ per jaar of meer	klasse 1
	2°	die een aanzienlijke invloed kan hebben op een bijzonder beschermd gebied	klasse 1

Onder de rubriek 60 'Geheel of gedeeltelijk opvullen met niet-verontreinigde uitgegraven bodem [en niet verontreinigde bagger- en ruimingsspecie] van groeven, graverijen, uitgravingen en andere putten, met inbegrip van waterplassen en vijvers'			
	1°	met een capaciteit van 1000 tot en met 10.000 m ³	klasse 2
	2°	met een capaciteit van meer dan 10.000 m ³	klasse 1

In een aantal gevallen zullen de onder rubriek 2.3.7 als klasse 2 ingedeelde inrichtingen ingevolge rubriek 2.3.9 toch als klasse 1 inrichting moeten beschouwd worden.

Bagger- en ruimingsspecie is slechts in zeer extreme gevallen, wanneer bepaalde grenswaarden inzake gevaarlijk afval worden overschreden, een gevaarlijke afvalstof (zie § 2.2.4).

Voor tijdelijke opslag en behandeling van bagger- en ruimingsspecie van belang voor de handel "nuttige toepassing" (rubriek 2.2.8.) geldt de meldingsplicht. Op het ogenblik van de melding moet reeds de nuttige toepassing aangegeven worden, rekening houdend met het bestaan van enerzijds specifieke voorwaarden verbonden aan "nuttige toepassing" en anderzijds met de VLAREM reglementering die van toepassing is.

Het terugstorten van specie in de waterloop wordt door VLAREM aanzien als een vergunningsplichtige handeling. Op grond van het huidige beleid zal een dergelijke vergunning alleen worden verleend als er sprake is van licht verontreinigde bagger- en ruimingsspecie en als de kwaliteit van de te verspreiden bagger- en ruimingsspecie niet (significant) slechter is dan de kwaliteit van de waterbodem van het ontvangende watersysteem. Uitgangspunt is dat enkel die specie kan worden teruggestort die geen impact heeft op het ecosysteem.

Tot op heden is geen onderscheid gemaakt tussen het storten in de maritieme binnenwateren en de niet maritieme (overige) binnenwateren. De maritieme binnenwateren zijn waterlopen die in de zoutwater zone gelegen zijn. Voor het Scheldebekken zijn dus zowel de Westerschelde als de Beneden-Zeeschelde tot de Rupelmonding maritieme binnenwateren (het dokkengebied te Ant-

werpen, gelegen achter de sluizen is hier niet inbegrepen). Voor het storten van bagger- en ruimingsspecie in de maritieme binnenwateren zone zijn tot nog toe geen specifieke grens- of streefwaarden vastgesteld. Het terugstorten van bagger- en ruimingsspecie in de maritieme binnenwateren gebeurt voornamelijk ter hoogte van Antwerpen (toegankelijkheid van de Antwerpse haven). Momenteel zijn twee kortlopende vergunningen verleend, waarin een monitoring van de biologische kwaliteit is opgelegd.

Veelal zal tijdens de behandeling de bagger- en ruimingsspecie verwerkt worden tot een steekvast materiaal door de afscheiding van de overmaat aan retourwater en drainagewater i.g.v. laguneren en filtraatwater i.g.v. mechanisch ontwateren. De afvoer van dit overtollig water is eveneens vergunningsplichtig behoudens in gevallen waar het overtollig water teruggevoerd wordt naar de waterloop waaruit de te ontwateren specie afkomstig is en niet aangerijkt is met pollutanten. De afvoer van retourwater naar een andere waterloop dan de waterloop waaruit de specie afkomstig is, wordt ingedeeld in rubriek 3 van de VLAREM I indelingslijst en moet voldoen aan de emissiegrenswaarde zoals opgenomen in de verstrekte milieuvergunning (zie rubriek 3). Een eventuele behandeling van het retourwater op de verwerkingssite is eveneens vergunningsplicht (zie rubriek 3.6).

Voor meer specifieke informatie i.v.m. de relatie van VLAREM I tot het behandelen, verwijderen en verwerken van bagger- en ruimingsspecie verwijzen we naar de ‘Algemene leidraad en Code van Goede Praktijk voor bagger- en ruimingsspecie’. Deze Code van Goede Praktijk is terug te vinden op de OVAM website: *code van goede praktijk bagger- en ruimingsspecie*.

Bij de besprekingen met het begeleidingscomité van deze studie werd vastgesteld dat voor zowel overheid als sector onduidelijkheid bestaat over de ‘noten’ betreffende de vergunningsplicht volgens Vlarem I (p.12 en 13 van de Code van Goede Praktijk) van deze Code van Goede Praktijk. Deze problematiek wordt niet verder aangekaart binnen de BBT-studie.

2.2.1.2. *Titel II van VLAREM*

De vergunning tot exploitatie van een hinderlijke inrichting is steeds gekoppeld aan de naleving van milieuvoorwaarden. Deze milieuvoorwaarden zijn opgenomen in VLAREM II en onder te verdelen in algemene en sectorale milieuvoorwaarden.

Algemene milieuvoorwaarden zijn opgenomen in deel 4 van VLAREM II. Dit hoofdstuk bevat, naast algemene voorschriften, de maatregelen ter beheersing van oppervlaktewaterverontreiniging, bodem- en grondwaterverontreiniging, luchtverontreiniging, geluidshinder, hinder door licht, asbest en maatregelen ter verwijdering van PCB's en PCT's.

Deel 5 bevat de sectorale milieuvoorwaarden waarbij de nummering van de hoofdstukken de indelingslijst van VLAREM I volgt.

Naast algemene en sectorale voorwaarden kunnen bijzondere voorwaarden in de milieuvergunning worden opgelegd om tegemoet te komen aan specifieke, vaak gebiedsgerichte milieukwaliteitseisen die niet worden opgevangen in de algemene en sectorale bepalingen.

Niet ingedeelde inrichtingen moeten voldoen aan de in deel 6 opgenomen milieuvoorwaarden.

Algemene VLAREM II voorwaarden:***Beheersing van oppervlaktewaterverontreiniging (hoofdstuk 4.2)***

In Vlaanderen wordt afvalwater, dat vrijkomt bij baggerverwerking, meestal geloosd op oppervlaktewater. Voor lozingen van afvalwater afkomstig van baggerverwerking gelden de algemene lozingsvoorwaarden (VLAREM II, art. 5.3.2) aangevuld met bijzondere voorwaarden (zie § Bijzondere voorwaarden).

Beheersing van luchtverontreiniging (hoofdstuk 4.4.)

Bij het uitvoeren van baggerverwerking moet tevens voldaan worden aan de geldende emissie- en luchtkwaliteitsnormen. In Artikel 4.4.2.1 van VLAREM II wordt gesteld dat:

“De installaties dienen ontworpen te worden, gebouwd en geëxploiteerd volgens een code van goede praktijk derwijze dat de van deze installaties afkomstige luchtverontreiniging maximaal wordt beperkt en zo mogelijk zelfs wordt voorkomen. De installaties zullen daartoe worden uitgerust en geëxploiteerd met middelen ter beperking van de emissies die met de beste beschikbare technieken overeenkomen. De emissiebeperkende maatregelen dienen te zijn gericht op zowel een vermindering van de massaconcentratie als ook van de massastromen of verhoudingen van de van de installatie uitgaande luchtverontreiniging.”

Beheersing van geluidshinder (hoofdstuk 4.5.)

De exploitant treft ter naleving van de bepalingen van dit hoofdstuk, de nodige maatregelen om de geluidsproductie aan de bron en de geluidsoverdracht naar de omgeving te beperken. Naargelang van de omstandigheden en op basis van de technologisch verantwoorde mogelijkheden volgens de beste beschikbare technieken wordt hierbij gebruikgemaakt van een oordeelkundige (her)schikking van de geluidsbronnen, geluidsarme installaties en toestellen, geluidsisolatie en/of absorptie en/of afscherming.

Sectorspecifieke VLAREM II voorwaarden:

Gelet op de rubrieken vermeld in bovenstaande tabellen zijn voor de behandeling en verwerking van bagger- en ruimingsspecie de milieuvorwaarden van hoofdstuk 5.2 (inrichtingen voor de verwerking van afvalstoffen), hoofdstuk 5.3 (het lozen van afvalwater en koelwater), hoofdstuk 5.18 (groeven en graverijen) en hoofdstuk 5.60 (opvulling met niet-verontreinigde uitgegraven bodem) belangrijk.

In hoofdstuk 5.2 worden, naast de algemene bepalingen voor inrichtingen voor de verwerking van afvalstoffen (werkplan, geijkte weegbrug, groenscherm), in subafdeling 5.2.2.4 voorwaarden gesteld inzake de opslag en behandeling van ongevaarlijke vaste afvalstoffen. Deze voorwaarden moeten in acht genomen worden bij de exploitatie van een slibverwerkingsinrichting. De inrichtings- en exploitatievoorwaarden voor speciéstortplaatsen zijn daarentegen opgenomen in afdeling 5.2.4 ‘stortplaatsen van afvalstoffen in of op de bodem’. Deze afdeling omvat bepalingen inzake de acceptatie van de specie en specifieke voorwaarden m.b.t. het algemeen werkplan, de inrichting, de uitbating, de controleprocedures (o.a. grondwatermeetputten) en de afwerking en nazorg.

Aan de opvulling van groeven en graverijen, uitgravingen en andere putten met niet-verontreinigde bagger- en ruimingsspecie zoals bedoeld in rubriek 60 van VLAREM I zijn eveneens vergunningsvoorwaarden verbonden. Deze voorwaarden zijn in vergelijking met deze voor

stortplaatsen beperkt en bevatten naast de criteria inzake de acceptatie van de bagger- en ruimingsspecie voorwaarden i.v.m. het toezicht tijdens de aanvaarding en opvulling van de bergingslocatie, de attestering van de aangevoerde speciekwaliteit, de acceptatie-uren en de verplichting tot het bijhouden van een register. Er wordt voor deze activiteiten (rubriek 60) geen omheining en geijkte weegbrug opgelegd. Ook de noodzaak tot peilputten is geen standaard verplichting maar kan wel opgelegd worden door de vergunningverlenende overheid.

Bijzondere voorwaarden:

BBT vormt het minimaal kader waarbinnen vergunningsvoorwaarden moeten worden vastgesteld.

Volgens het reductieprogramma geldt als algemeen kader voor de lozing van gevaarlijke stoffen via bedrijfsafvalwater:

- Beste Beschikbare Technieken (BBT) vormen steeds het minimale kader waarbinnen vergunningsvoorwaarden moeten worden vastgesteld;
- voor alle gevaarlijke stoffen is daarenboven sanering aan de bron, progressieve vermindering en het halen van de MKN van het ontvangende oppervlaktewater het uitgangspunt;
- voor de meest gevaarlijke stoffen (criteria terug te vinden in bijlage 7 van het reductieprogramma) is daarenboven, gelet op toxiciteit, persistentie en bio-accumulatie, het voorkomen en/of beëindigen van verontreiniging het uitgangspunt.

Indien het geloosde afvalwater dus gevaarlijke stoffen bevat in concentraties boven de geldende milieukwaliteitsnormen van het ontvangende oppervlaktewater, moeten aanvaardbare concentraties en/of vrachten opgelegd te worden. Indien geen concrete debietsgegevens van het ontvangende oppervlaktewater beschikbaar zijn, kan voor 'gevaarlijke stoffen' als uitgangspunt 10 maal de milieukwaliteitsnorm van het ontvangende oppervlaktewater worden gebruikt (meestal basiskwaliteit).

Indien nog geen specifieke milieukwaliteitsnorm werd vastgelegd in VLAREM II, wordt op basis van beschikbare gegevens volgens de standaardmethode (TGD Technical Guidance Document on risk assessment, Kaderrichtlijn Water bijlage 5.1.2.6) een norm ingeschat als evaluatiebasis. In andere gevallen gebruikt men ook 10 maal de bepaalbaarheidsdrempel.

Tabel 4: Lozingsnormen voor lozen op oppervlaktewater zoals deze reeds werden voorgesteld voor laguneringsvelden in Vlaanderen

Contaminant	Lozingsnorm (mg/l)
Zwevende stoffen	60
CZV	125
BZV	25
Totaal N	15-60
Totaal P	2
Chloriden	1.200
Sulfaten	1.500
Zware metalen	
Arseen	0,09-0,18
Cadmium	0,01-0,006
Kwik	0,003-0,005
Chroom	0,15-0,3

Tabel 4: Lozingsnormen voor lozen op oppervlaktewater zoals deze reeds werden voorgesteld voor laguneringsvelden in Vlaanderen (vervolg)

Contaminant	Lozingsnorm (mg/l)
Koper	0,15-0,3
Lood	0,15-0,3
Nikkel	0,15-0,3
Zink	0,5-1,2
Ijzer	0,2-1,2
Seleen	0,03-0,06
Barium	3-6
Apolair KWS	5
EOX	0,03-0,05 Cl/l
AOX	0,04-0,240
PAK's	0,0006-0,001
PCB's	0,00007-0,000021
TBT	0,00001

Gezuiverd afvalwater afkomstig van het ontwateren van bagger- en ruimingsspecie is weinig of niet biologisch behandelbaar. De lozing van dergelijke afvalwaters leidt tot een hydraulische verstoring van de goede werking van de RWZI en draagt bovendien bij tot het veelvuldig overstorten van ongezuiverd afvalwater bij hevige neerslag. Dergelijke afvalwaters dienen maximaal afgekoppeld te worden van de riolering.

De volgende leidraad wordt hierbij gehanteerd:

- dat deze afvalwaters – indien mogelijk – maximaal worden hergebruikt;
- indien nuttig hergebruik geen (volledige) oplossing biedt, komt de – zo nodig gebufferde – lozing in oppervlaktewater of een kunstmatige afvoerweg voor hemelwater (o.a. gracht) in aanmerking.
- slechts in laatste instantie is de lozing op de openbare riolering aan de orde.

Indien toch een lozing op de riolering noodzakelijk blijkt, dient onderzocht onder welke voorwaarden mag worden geloosd. Hierbij dient rekening gehouden te worden met bepalingen opgenomen in de Ministeriële omzendbrief LNW 2005/01 van 23.09.05 met betrekking tot de verwerking van bedrijfsafvalwater via de openbare zuiveringsinfrastructuur en het Besluit van de Vlaamse regering d.d. 21.10.05 houdende vaststelling van de regels inzake contractuele sanering van bedrijfsafvalwater op een openbare RWZI. Volgens dit besluit gelden voor de beoordeling van de verwerkbaarheid van bedrijfsafvalwater op de RWZI de criteria, opgenomen in de bijlage van het besluit, als te hanteren regels voor alle bij het afvalwaterbeleid betrokken diensten en instanties.

Het besluit bepaalt tevens de regels inzake contractuele sanering van bedrijfsafvalwater op een RWZI.

Ook niet-verontreinigd hemelwater (afkomstig van daken en verharde oppervlakken) hoort niet thuis op de openbare afvalwaterriolering, tenzij het technisch niet mogelijk is om de afkoppeling ervan tegen redelijke kosten door te voeren. De massale afvoer van hemelwater bij regenweer heeft immers enkel een negatief effect op het collecterings- en RWZI-zuiveringsgebeuren.

Inzake de lozing van niet-verontreinigd hemelwater geldt dan ook als uitgangsprincipe:

- dat dit in eerste instantie maximaal nuttig moet gebruikt worden;

- in tweede instantie – indien mogelijk – moet worden geïnfiltriseerd;
- of gebufferd zodat in laatste instantie slechts een beperkt debiet vertraagd moet worden afgevoerd.

De afvoer van het niet-verontreinigd hemelwater dient maximaal gescheiden van het afvalwater uitgevoerd te worden via een kunstmatige afvoerweg voor hemelwater naar oppervlaktewater.

Deze uitgangspunten zijn vastgelegd in de strategie ‘vasthouden-bergen-afvoeren’ zoals opgenomen in de Vlaamse Waterbeleidsnota, goedgekeurd door de Vlaamse regering op 8 april 2005. Ze zijn ook uitdrukkelijk in Vlarem als milieuvoorwaarden opgenomen en vinden hun weerslag in de regelgeving ruimtelijke ordening, in casu het besluit van de Vlaamse regering van 1 oktober 2004 houdende vaststelling van een gewestelijke stedenbouwkundige verordening inzake hemelwaterputten, infiltratievoorzieningen, buffervoorzieningen en gescheiden lozing van afvalwater en hemelwater.

2.2.2. VLAREBO

Het bodemsaneringsdecreet is van toepassing op waterbodems, de bodemsaneringsnormen opgenomen in het bijhorende uitvoeringsbesluit VLAREBO zijn dit evenwel niet. Het decreet is op 3 verschillende manieren van betekenis voor bagger- en ruimingswerken in bevaarbare en onbevaarbare waterlopen.

In de eerste plaats kan, voor zover de waterbodem verontreinigd is, het decreet een verplichting tot sanering meebrengen. In de tweede plaats kan het opbrengen van aangerijkte specie op de bodem leiden tot verontreiniging van de betreffende percelen en op zijn beurt tot de opname in het register van verontreinigde gronden en tot saneringsplicht aanleiding geven.

Het decreet en uitvoeringsbesluit hebben bovendien implicaties op de inrichtingen en activiteiten die tot doel hebben bagger- en ruimingsspecie te behandelen, verwerken of verwijderen.

Begrippen

- *Bodemsaneringsdecreet*
 - onder bodem verstaan we het vaste deel van de aarde met inbegrip van het grondwater, en de andere bestanddelen en organismen die er zich in bevinden
 - onder grond verstaan we de bodem en/of de zich op de bodem bevindende opstallen
- *VLAREBO – Hoofdstuk 10*
 - ontvangende grond betekent grond waarop de uitgegraven bodem wordt gebruikt
 - kadastrale werkzone:
 - het kadastraal perceel of een gedeelte daarvan
 - meerdere kadastrale percelen met gelijkaardige milieukenmerken waarop eenzelfde project wordt uitgevoerd

Voor gronden zonder kadastraal perceelnummer valt de kadastrale werkzone samen met het samenhangend geheel van gronden met gelijkaardige milieukenmerken waarop eenzelfde project wordt uitgevoerd. De milieukenmerken worden bepaald volgens een code van goede praktijk. De milieukenmerken omvatten een reeks van gelijkaardige kenmerken met een betekenisvol nadelig en relevant effect op het milieu en op het gewenst natuurdoeltype of een betekenisvol risico voor de volksgezondheid, en worden geclusterd tot een groep van gelijk-

aardige milieukeurmerken. De code van goede praktijk wordt op basis van deze elementen en aspecten opgesteld.

Voor verdere informatie betreffende VLAREBO en de relatie tot behandeling, verwijdering en verwerking van bagger- en ruimingsspecie wordt verwezen naar de algemene leidraad en code van goede praktijk voor bagger- en ruimingsspecie.

2.2.3. VLAREA

Bagger- en ruimingsspecie is een afvalstof die behandeld, verwerkt en geborgen dient te worden volgens de bepalingen van het afvalstoffendecreet en het VLAREA. Met betrekking tot het hergebruik van specie als secundaire grondstof zijn de bepalingen van het VLAREA van kracht.

Begrippen

- onder afvalstof wordt verstaan elke stof waarvan de houder zich ontdoet, voornemens is zich te ontdoen of zich moet ontdoen;
- onder bijzondere afvalstof worden afvalstoffen verstaan die wegens hun aard, samenstelling, herkomst of verwijdering een bijzondere regeling nodig hebben;
- onder bagger- en ruimingsspecie en ruimingsspecie wordt verstaan specie afkomstig van het ruimen, verdiepen en/of verbreden van bevaarbare en onbevaarbare waterlopen behorende tot het openbaar hydrografisch net en/of aanleg van nieuwe waterinfrastructuur.

Voor verdere informatie betreffende VLAREA en de relatie tot behandeling, verwijdering en verwerking van bagger- en ruimingsspecie wordt verwezen naar de algemene leidraad en code van goede praktijk voor bagger- en ruimingsspecie (zie bijlage 3).

2.2.4. Overige regelgeving Vlaanderen

2.2.4.1. *Het decreet betreffende de Milieueffectrapportage (MER) en Besluit van de Vlaamse Regering houdende vaststelling van de categorieën van projecten onderworpen aan milieueffectrapportage (17/12/2005)*

Het verwijderen en bergen van bagger- en ruimingsspecie is MER-plichtig volgens de volgende rubrieken uit van het MER decreet:

- rubriek 13 bijlage 1: ‘Afvalverwijderingsinstallaties voor de verbranding, zoals gedefinieerd in punt D10 van artikel 1.3.1 VLAREA, de fysisch-chemische behandeling, zoals gedefinieerd in punt D9 van artikel 1.3.1 VLAREA of het storten van gevaarlijke afvalstoffen
- rubriek 14 bijlage 1: Afvalverwijderingsinstallaties voor de verbranding, zoals gedefinieerd in punt D10 van artikel 1.3.1 VLAREA, of chemische behandeling, zoals gedefinieerd in punt D9 van artikel 1.3.1.VLAREA, van ongevaarlijke afvalstoffen met een capaciteit van meer dan 100 ton per dag.
- of volgens rubriek 11e van bijlage 2: Voor “monostortplaatsen voor bagger- en ruimingsspecie of ruimingsspecie, afkomstig van de oppervlaktewateren van het openbaar hydrografisch net met stortcapaciteit van 250.000 m³ of meer” kan de initiatiefnemer een gemotiveerd verzoek tot ontheffing indienen bij de bevoegde administratie. De bevoegde administratie beslist geval per geval over deze verzoeken tot ontheffing. Ze beslist op basis van de selectiecriteria die zijn vastgesteld in bijlage II van het decreet.

2.2.4.2. *Waterbeleid*

Het waterbeleid heeft het laatste decennium belangrijke ontwikkelingen doorgemaakt. Integraal waterbeleid, een vernieuwde visie op duurzaam omgaan met watersystemen, vond zijn doorbraak op Europees vlak door het van kracht worden van de Europese Kaderrichtlijn Water einde 2000. De krachtlijnen van integraal waterbeleid zijn de bescherming van het watersysteem en het tot stand brengen van een evenwichtig gebruik en beheer ervan, beide afgestemd op de draagkracht van het systeem en de maatschappelijk verantwoorde wensen van de gebruikers van het watersysteem.

Op 9 juli 2003 nam het Vlaams Parlement het ontwerpdecreet integraal waterbeleid definitief aan. Vanaf die datum kon er dus van het (definitief) decreet integraal waterbeleid gesproken worden.

Ondanks het ontbreken van een wettelijk kader voordien, hebben de principes van integraal waterbeleid wel al ingang gevonden in de organisatie van het waterbeheer in Vlaanderen. Onder meer de planmatige samenwerking tussen de verschillende waterloopbeheerders op bekkenniveau, georganiseerd in de bekkencomités, is hiervan een uiting. Het decreet integraal waterbeleid zal onder meer richtlijnen vastleggen voor de organisatie van de bekkencomités en de opmaak van de bekkenbeheerplannen.

Meer specifiek houden de Wet op de Onbevaarbare Waterlopen³ en de Wet inzake de Bescherming van het Mariene Milieu⁴ verband met het beleid bagger- en ruimingsspecie.

2.2.4.3. *Het beleid ruimtelijke ordening*

Het Ruimtelijk Structuurplan Vlaanderen⁵ (RSV) stelt bij de ontwikkelingsperspectieven voor zowel het buitengebied als de poorten (zeehavens) een aantal principes voor de ontwikkeling en inrichting van stortplaatsen voor bagger- en ruimingsspecie voorop. Zo wordt bepaald dat nieuwe monostortplaatsen (waaronder stortplaatsen voor bagger- en ruimingsspecie) slechts mogelijk zijn indien er geen mogelijkheden worden geboden voor recyclage, hergebruik of verwerking met toepassing van het BATNEEC-principe. De vergunningsvoorwaarden naar inrichting toe moeten enerzijds bepaald worden door de aard en risico's van de verontreiniging en anderzijds door de locatie van de stortplaats.

Bij de ontwikkeling en inrichting van in het RSV met de term “baggerslibstortplaatsen” aangeduide monostortplaatsen moet worden uitgegaan van volgende principes:

- het drastisch en prioritair verminderen van de waterverontreiniging waardoor, conform het niet-afwentelingsprincipe, een ecologisch beheer van de rivier met natuurlijke slibafzetting mogelijk wordt;
- het niet afwentelen van de huidige slibproblematiek buiten het betrokken ruimtelijk systeem, zoals buiten de riviervallei;
- het vooraf beoordelen van de ruimtelijke draagkracht binnen het betrokken ruimtelijk systeem voor die gebieden die in aanmerking komen in het kader van de slibproblematiek;

³ Wet van 28 december 1967 betreffende de onbevaarbare waterlopen (B.S. 15 februari 1968; gewijzigd bij de wet van 23 februari 1977 (B.S. 12 maart 1977) en het decreet van 21 april 1983 (B.S. 15 juli 1983) houdende de ruiming van onbevaarbare waterlopen

⁴ Wet van 20 januari 1999 inzake de bescherming van het marien milieu in de zeegebieden onder de rechtsbevoegdheid van België (B.S. 12 maart 1999)

⁵ Ruimtelijk Structuurplan Vlaanderen, conform het besluit van de Vlaamse regering van 23 september 1997 houdende definitieve vaststelling van het Ruimtelijk Structuurplan Vlaanderen en het decreet van 17 december 1997 houdende bekrachtiging van de bindende bepalingen van het besluit van de Vlaamse regering van 23 september 1997 houdende definitieve vaststelling van het Ruimtelijk Structuurplan Vlaanderen

hierbij wordt aldus rekening gehouden met de ruimtelijke verenigbaarheid met de aangrenzende functies en activiteiten (goed nabuurschap);

- het aanvaarden dat iedere ruimte een kwaliteit wordt toegekend die bij de beoordeling in rekening wordt gebracht waaronder ruimtelijk-ecologische kwaliteit, potenties voor buffering.

Samengevat kan worden gesteld dat in overeenstemming met het RSV storten in monostortplaatsen als allerlaatste optie wordt gezien. Voorkeur wordt gegeven aan afzet of nuttig gebruik binnen het betreffende stroomgebied.

2.2.4.4. *Oppervlakedelfstoffendecreet*

Door verwerking van bagger- en ruimingsspecie worden secundaire grondstoffen gevormd waardoor bespaard kan worden op de winning van primaire grondstoffen. Hier ligt de relatie met het decreet oppervlakedelfstoffen, dat onder andere voorziet in bepalingen die het gebruik van secundaire grondstoffen en alternatieve materialen bevorderen. Andere relevante bepalingen zijn deze die erop gericht zijn de milieuhygiënische kwaliteit van de delfstoffen te garanderen en de realisatie van de nabestemming via een opgelegde eindafwerking te vergemakkelijken.

Om aan de doelstellingen van het decreet uitvoering te geven, werden een algemeen oppervlakedelfstoffenplan en een set van bijzondere delfstoffenplannen uitgewerkt. Het algemene plan wordt opgesteld op niveau Vlaanderen en plaatst de problematiek van oppervlakedelfstoffen binnen het ruimer kader van een duurzaam voorraadbeheer. Een bijzonder plan opgesteld per samenhangend delfstoffengebied bevat in hoofdzaak het afbakeningsproces voor ontginningsgebieden (cfr. VEN-afbakening natuurgebieden).

Het oppervlakedelfstoffendecreet wijzigt het afvalstoffendecreet, waardoor “bodem, uitgegraven buiten ontginningsgebieden, die vrij kan worden gebruikt als bodem of als bouwstof” geen afvalstof meer is zoals bedoeld in het afvalstoffendecreet.

2.2.5. *Beleid in Brussel en Wallonië*

Voor de drie gewesten in België startte het Koninklijk Instituut voor het Duurzame Beheer van de Natuurlijke Rijkdommen en de Bevordering van Schone Technologie (K.I.N.T.) begin 2003 een intergewestelijke studie op over slib en bagger- en ruimingsspecie. Voor het Brussels Hoofdstedelijk Gewest en het Waals Gewest besluit de studie:

- in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest is het beleid (bagger- en ruimingsspecie) er vooral op gericht de vervuiling van het oppervlaktewater zoveel mogelijk te beperken. Hiervoor is een gewestelijk ontwikkelingsplan uitgetekend dat voorziet in het herstel van het hydrografisch net, met een maximale scheiding van het hemelwater en het te zuiveren afvalwater, door een reorganisatie van het hoofdrioleringsnet;
- in Wallonië zijn de beleidsdoelstellingen met betrekking tot bagger- en ruimingsspecie er voornamelijk op gericht de toegang tot de bevaarbare waterlopen voor de scheepvaart te verbeteren. De bouw van nieuwe verwerkingscentra en centra voor definitieve berging moet de nodige afzetmogelijkheden voor bagger- en ruimingsspecie creëren en zo het gewest de nodige ruimte geven om bovenstaande doelstellingen te realiseren. Er zijn ook bepaalde prioriteiten gesteld met betrekking tot het uitvoeren van baggerwerkzaamheden.

2.2.6. Buitenlandse wetgeving

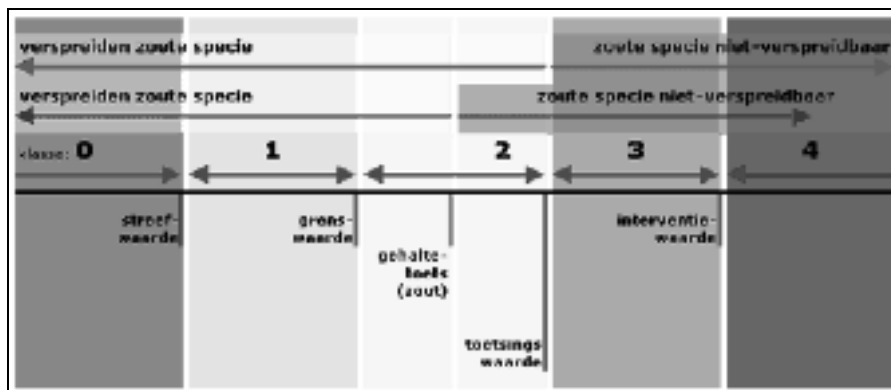
De wetgeving inzake bagger- en ruimingsspecie op Europees vlak is eerder fragmentarisch.

- Het **terugstorten van bagger- en ruimingsspecie in de Westerschelde** (op Nederlands grondgebied) wordt geregeld via de WVO-vergunning (Wet Verontreiniging Oppervlaktewater, thans ‘WVO-wetgeving’), afgeleverd door Nederland.
- In **Nederland** is een globale aanpak uitgestippeld in het Tienjarensценario Waterbodems. Recente initiatieven zoals een *belasting op het storten van reinigbare specie*, een stimuleringsregeling voor de verwerking van specie en een ‘regeling eenmalige uitkering baggerwerkzaamheden bebouwd gebied’ tonen aan dat Nederland enige voorsprong heeft op Vlaanderen in de structurele aanpak van de problematiek.

In de 3e Nota Waterhuishouding (NW3, 1989), Beleidsstandpunt verwijdering bagger- en ruimingsspecie (1993) en de Evaluatie Nota Water (ENW, 1996) werden *normen* geformuleerd voor bepalen van de *kwaliteit van de waterbodem*, de zogenaamde klassen (0 t/m 4). In de “Regeling vaststelling klasse-indeling onderhoudsspecie” is vastgelegd hoe deze klasse-indeling moet worden bepaald.

De toetsingswaarden (voor zoete bagger) en de gehaltetoets (voor zoute bagger) gelden als criterium voor het wel of niet mogen verspreiden van bagger- en ruimingsspecie.

De streefwaarden, grenswaarden en interventiewaarden zijn algemene milieukwaliteitsnormen die voor bagger- en ruimingsspecie op dit moment ook als klasse-grenzen gehanteerd worden.



Figuur 1: Klasseindeling bagger- en ruimingsspecie zoals gehanteerd in Nederland

Streefwaarde	Waarde die het kwaliteitsniveau aangeeft waarbij de functionele eigenschappen van een bepaald compartiment voor mens, plant en dier zijn veiliggesteld.
Grenswaarde	De grenswaarde vormt de grens tussen klasse 1 en klasse 2.
Chemische toxiciteitstoets	Productnorm die bepalend is of bagger- en ruimingsspecie in zoute wateren verspreid mag worden.
Toetsingswaarde	Productnorm die bepalend is of zoete bagger- en ruimingsspecie (onder voorwaarden) op land of in zoet oppervlaktewater verspreid mag worden.
Interventiewaarde	Waarde die aangeeft bij welke concentratie sprake is van ernstige of dreigende ernstige vermindering van de functionele eigenschappen van de bodem voor mens, plant of dier. Bij overschrijding van de interventiewaarde in 25m ³ sediment spreekt met van een ernstig geval van waterbodemverontreiniging.

Bij onderhoud en sanering van watergangen komt (verontreinigde) bagger- en ruimingsspecie vrij. Deze specie zal ergens naartoe moeten. Afhankelijk van de kwaliteit van de bagger- en ruimingsspecie zijn er een aantal mogelijkheden:

- verspreiden in oppervlaktewater of op het land;
- toepassen als bouwstof in een werk;
- scheiden/reinigen;
- storten in stortplaats;
- tijdelijk opslaan en/of ontwateren.

	klasse 0	klasse 1	klasse 2	klasse 3	klasse 4
verspreiden in zoet oppervlaktewater	ja, zonder restricties	ja, voorwaarden in WvO-vergunning	ja, voorwaarden in WvO-vergunning	nee	nee
verspreiden op land	ja, zonder restricties	ja, onderhoudsspecie op aangrenzend perceel ⁽¹⁾	ja, onderhoudsspecie binnen 20 meter op aangrenzend perceel ⁽¹⁾	nee	nee
toepassen als bouwstof in werken	ja, zonder restricties	ja, afhankelijk van uitlozing als out. 1 of out. 2 bouwstof ⁽²⁾	ja, afhankelijk van uitlozing als out. 1 of out. 2 bouwstof ⁽²⁾	ja, afhankelijk van uitlozing als out. 1 of out. 2 bouwstof ⁽²⁾	nee ⁽³⁾
scheiden/reinigen			afhankelijk van fysisch-chemische samenstelling	afhankelijk van fysisch-chemische samenstelling	afhankelijk van fysisch-chemische samenstelling
storten in depot				afhankelijk van acceptatiecriteria depot	afhankelijk van acceptatiecriteria depot

Figuur 2: Mogelijkheden voor verspreiding of verwerking bagger- en ruimingsspecie in Nederland

In het kader van de Nederlandse Wet verontreiniging oppervlaktewater werden in 1998 *aanbevelingen* uitgewerkt voor het *lozen uit bagger- en ruimingsspeciedepots*. Deze aanbevelingen worden gehanteerd bij het opstellen van vergunningsvoorwaarden voor lozingen uit depots. Deze aanbevelingen focussen voornamelijk op de beperking van de onoplosbare bestanddelen in het stortplaatswater. De organische microverontreinigingen, zware metalen en fosfaat zijn immers voor 80-95% gebonden aan deze onoplosbare fractie. Algemeen wordt hierin gesteld het gehalte aan onopgeloste bestanddelen en de vracht aan stikstof met de best uitvoerbare technieken te beperken. Volgende aanbevelingen werden geformuleerd:

- Pas daartoe, met het oog op de hoeveelheid en kwaliteit van het te lozen effluent, op alle depots depotbeheer toe, aangepast aan de kwaliteit van de opgeslagen specie en de depotinhoud. Leg depots met een inhoud van minder dan 10.000 m³ een beperkt depotbeheer op bestaande uit:
 - het in zo hoog mogelijke dichtheid inbrengen van de specie
 - terugbrengen van drainagewater op de stort
 - langer inhouden van water in perioden dat er hoge gehalten onopgeloste bestanddelen in het water aanwezig zijn.
- Leg depots met een inhoud van meer dan 10.000 m³ een uitgebreid stortplaatsbeheer op dat naast bovengenoemde maatregelen bestaat uit:

- recirculatie van transportwater
 - reguleren van de vulsnelheid om pieklozingen te voorkomen
 - bevorderen van nitrificatie en denitrificatie door het verlengen van de verblijftijd en beluchting
- Leg een monitorings- en evaluatieverplichting op voor verontreinigingen in de opgeslagen specie die de klasse 3-4 grens (interventiewaarde) overschrijden, en eveneens voor stikstof uit depots groter dan 10.000 m³.
 - Maak onderscheid tussen depots voor het bergen van bagger- en ruimingsspecie afkomstig uit dezelfde watergang (locatiedepot) en bagger- en ruimingsspeciedepot voor de berging van bagger- en ruimingsspecie uit de regio of waar meerdere partijen specie over een langere periode worden geborgen (regionale en doorgangsdapot).
 Voor de klasse 0-1-2 locatiedepot wordt een regime voorgesteld dat gebaseerd is op het terughouden van de onopgeloste bestanddelen door middel van een lozingskist en depot-beheer met een eis aan onopgeloste bestanddelen van 200 mg/l.
 Voor de klasse 3-4 locatiedepot wordt een regime voorgesteld dat gebaseerd is op het terughouden van de onopgeloste bestanddelen door middel van een lozingskist, een voorziening voor nabezinking en depotbeheer, met een eis aan onopgeloste bestanddelen van 50 mg/l mogelijk.
 Voor de klasse 0-1-2 regionale- en doorgangsdapot wordt een regime voorgesteld dat is gebaseerd op het terughouden van onopgeloste bestanddelen door middel van depotbeheer en een lozingskist, met een eis van 100 mg/l voor het gehalte aan onopgeloste bestanddelen.
 Voor de klasse 3-4 regionale- en doorgangsdapot wordt een regime voorgesteld dat gebaseerd is op het terughouden van de onopgeloste bestanddelen door middel van depotbeheer, een lozingskist en nabezinking met een eis aan onopgeloste bestanddelen van 30 mg/l.
 - Neem voor watersystemen waar geen of een zeer beperkt functionerend ecosysteem aanwezig, zoals met name geldt voor nieuwe zandwinputten en grindwinputten een eis aan onopgeloste bestanddelen van 400 mg/l op, of schrijf door middel van een middelvoorschrift voor om het transportwater met een leiding en een diffuser vlak bij de bodem van de put uit te laten lopen. Hierbij dient de afwezigheid van een risico voor een normaal functionerend ecosysteem als criterium.
 - Neem voor eenvoudige bewerkingen van bagger- en ruimingsspecie zoals hydrocyclonage en bewerking in een sedimentatiebekken een eis aan onopgeloste bestanddelen van 30 mg/l op.
 - Hanteer evenwichtige vestigingscriteria voor baggerdepot, zodat enerzijds kwetsbare wateren worden gevrijwaard van ongewenste effecten van depotwaterlozingen, en anderzijds onnodig transport van bagger- en ruimingsspecie achterwege kan blijven.
 - Gezien de negatieve effecten zal over het algemeen moeten worden afgezien van de lozing van het effluent van depot op een gemeentelijk rioolstelsel. Directe lozing van het effluent van depot op oppervlaktewater wordt aanbevolen, behoudens lozingen op kleine kwetsbare watersystemen.
 - Neem voor lozingen van consolidatiewater op de riolering eisen op, gericht op bescherming van de zuiveringstechnische werken en beperking van overstorten. Deze eisen zijn situatie afhankelijk en zullen door de waterkwaliteitsbeheerder en door het bevoegd gezag inzake de Wet milieubeheer moeten worden genomen in overleg met de vergunninghouder.

Voor meer informatie omtrent het waterbodembelief in Nederland: <http://www.waterbodembelief.nl>.

- **Europese richtlijn: emissienormen en de duur van de lozingsvergunning**

In 1976 is de Richtlijn van de Raad van Europa (76/464/EEG) van kracht geworden. De richtlijn betreft verontreinigingen veroorzaakt door bepaalde gevaarlijke stoffen die in het aquatische milieu van de Gemeenschap worden geloosd en geeft richtlijnen voor het opnemen van grenswaarden (emissienormen) in vergunningen van stoffen die persistent, toxisch en bioaccumuleerbaar zijn. De vergunning mag slechts worden verleend voor een beperkte duur, maar kan worden verlengd met inachtneming van de eventuele wijzigingen van de grenswaarden.

In de richtlijn worden uitzonderingen gemaakt voor een aantal categorieën van lozingen. Eén van deze lozingen is de “lozing van bagger- en ruimingsspecie”.

Daar lozing volgens de richtlijn een handeling is die stoffen *toevoegt*, vallen de reeds aanwezige verontreinigingen in de specie niet onder deze definitie. Daarom stelt de richtlijn dat “lozing van bagger- en ruimingsspecie” niet onder de richtlijn valt. Dit betekent dat, uitgaande van de Europese richtlijn (76/464/EEG), het niet verplicht is (doch wel toegestaan) om in vergunningen voor lozingen van water uit bagger- en ruimingsspecieopslagplaatsen emissienormen op te nemen. De lozing van afvalwater van de behandeling van specie valt niet automatisch onder de uitzondering, bvb. wanneer in de speciebehandeling stoffen zouden toegevoegd worden.

Tot slot wordt in de richtlijn aangegeven dat het toepassen van maatregelen niet mag leiden tot een toename van de verontreiniging in het watersysteem. Het stand-still-beginsel blijft onverkort van kracht.

- **Europese Richtlijn betreffende storten van afvalstoffen**

Deze richtlijn heeft tot doel de negatieve gevolgen van het storten van afvalstoffen op het milieu zoveel mogelijk te voorkomen of te verminderen.

De lidstaten moeten de richtlijn toepassen op elke stortplaats met inbegrip van terreinen die permanent (dit wil zeggen meer dan een jaar lang) worden gebruikt voor de tijdelijke opslag van afval, maar met uitsluiting van:

- voorzieningen waar afvalstoffen worden uitgeladen ter voorbereiding van verder transport voor terugwinning of behandeling of verwijdering elders;
- opslag van afval voorafgaand aan terugwinning of behandeling voor een periode van in de regel minder dan drie jaar;
- opslag van afvalstoffen voorafgaand aan verwijdering, voor een periode van minder dan een jaar.

Volgende handelingen en/of inrichtingen zijn van het toepassingsgebied van deze richtlijn uitgesloten:

- de verspreiding van bagger- en ruimingsspecie op de bodem voor bemesting en grondverbetering;
- het storten van ongevaarlijke bagger- en ruimingsspecie langs kleine waterwegen waaruit die specie afkomstig is en van ongevaarlijke specie in oppervlaktewater, met inbegrip van de bedding en haar ondergrond;
- het gebruik van inerte afvalstoffen die bruikbaar zijn voor terreinophoging/ terreinverbetering en aanaarding of voor bouwdoeleinden op stortplaatsen.

De beschikking van 19 december 2002 stelt volgende criteria en procedures vast voor het aanvaarden van afval op stortplaatsen:

- de procedure voor het aanvaarden van afvalstoffen op stortplaatsen behelst:

- een basiskarakterisering: indien deze laat zien dat de stof wel/niet voldoet aan de vermelde criteria voor een stortplaatsklasse, wordt de stof geacht wel/niet aanvaardbaar te zijn voor de betreffende stortplaatsklasse;
- een controletest: deze test dient om te bepalen of het afval in overeenstemming is met de resultaten van de basiskarakterisering en de vermelde criteria.
- verificatie ter plaatse: voor elke op de stortplaats afgeleverde lading afval vindt voor en na het lossen visuele inspectie en controle van de vereiste documenten plaats.
- de criteria voor het aanvaarden van afvalstoffen zijn afhankelijk van de stortplaatsklasse (gevaarlijk, niet gevaarlijk en inert) en behelzen voorwaarden inzake totaalsamenstelling en voorwaarden inzake uitloging.

Interferentie met andere wetgeving

De Europese richtlijn inzake het storten van afvalstoffen is opgenomen in het besluit van de Vlaamse regering van 13 juli 2001 tot wijziging van VLAREM I en II. Om de omzetting van de richtlijn naar Vlaamse wetgeving te vervolledigen, werd hoofdstuk 5.2.5 van VLAREM II houdende sectorale voorwaarden inzake monostortplaatsen voor bagger- en ruimingsspecie opgeheven. De sectorale voorwaarden moeten worden afgestemd op de bepalingen van de Europese richtlijn. De Europese beschikking van 19 december 2002 tot vaststelling van criteria en procedures voor het aanvaarden van afvalstoffen op stortplaatsen (die krachtens artikel 7 van de beschikking van kracht werd op 16 juli 2004 (16 juli 2005 wat betreft de in deel 2 van de bijlage van de beschikking vermelde criteria), stelt duidelijke criteria om de stortplaatsen voor bagger- en ruimingsspecie (afhankelijk van de kwaliteit van de bagger- en ruimingsspecie) in een bepaalde stortplaatsklasse in te delen.

Daarnaast beïnvloeden verscheidene internationale overeenkomsten en organisaties rechtstreeks of onrechtstreeks het beheer rond bagger- en ruimingsspecie in het Noordzeegebied. De impact van deze codes, overeenkomsten, besluiten of aanbevelingen is vaak beperkt doordat ze niet steeds bindend zijn. Bovendien worden de gecontracteerde partijen niet gesanctioneerd bij niet naleven ervan. De belangrijkste overeenkomst met betrekking tot bagger- en ruimingsspecie is het OSPAR verdrag, waarin een aantal aanbevelingen is opgenomen aangaande het onder water storten van bagger- en ruimingsspecie.

Hoofdstuk 3

PROCESBESCHRIJVING

In dit hoofdstuk wordt in eerste instantie een algemeen overzicht gegeven van de mogelijke baggerverwerkingsketens (§ 3.1). Vervolgens wordt in paragraaf 3.2 dieper ingegaan op het principe, het toepassingsgebied, de kosten en de milieu-aspecten van elke verwerkingstechniek op zich.

3.1. Overzicht baggerverwerkingsketens

In het afgelopen decennium zijn de reinigingstechnieken voor verschillende soorten bagger- en ruimingsspecie sterk ontwikkeld. Momenteel is een aantal technieken operationeel, terwijl enkele technieken ‘perspectiefvol’ zijn. Met operationeel wordt bedoeld dat er industriële installaties in bedrijf zijn.

De technische mogelijkheden om bagger- en ruimingsspecie te verwerken zijn divers. Voor zandige specie en zeker als de verontreinigingen gemakkelijk biologisch afbreekbaar zijn, bestaan relatief eenvoudige en goedkope verwerkingstechnieken, die in Vlaanderen al worden ingezet (bijvoorbeeld lagunering of zandafscheiding). Voor slibrijke specie en specie met meerdere soorten verontreinigingen (zware metalen,...) bestaan ook technieken, waarbij men immobilisatie van de verontreiniging beoogt (koude of chemische en thermische immobilisatie). Dit zijn relatief dure technieken die in Vlaanderen thans (anno 2007) enkel op experimentele schaal en/of voor specifieke projecten worden toegepast.

De keuze van de wijze van verwerking is afhankelijk van de eigenschappen, chemische verontreinigingsgraad en bedoelde afzet van de specie en afweging op grond van een aantal criteria. Deze keuze verloopt in twee stappen:

- stap 1: de behandelingsketen wordt geselecteerd waarmee de specie technisch kan worden verwerkt. Niet alle technieken kunnen immers succesvol ingezet worden voor elk type specie. Dit is met name afhankelijk van het zandgehalte en de soort verontreiniging.
- Stap 2: de technisch uitvoerbare behandelingsketens worden getoetst aan een aantal criteria: kosten, milieuaspecten, afzetmogelijkheden,...

In onderstaande paragrafen wordt ingegaan op de mogelijke behandelingsketens en op de afzet van de daarbij gevormde producten.

3.1.1. Behandelingsketens – algemeen

3.1.1.1. Principe

De technieken voor de verwerking van bagger- en ruimingsspecie zijn gebaseerd op verschillende processen: fysische, chemische, biologische of thermische. Vaak worden combinaties van technieken achtereenvolgens ingezet, die samen de zogenaamde ‘verwerkingsketens’ vormen.

De eigenschappen en chemische verontreinigingsgraad van de specie bepalen in eerste instantie welke behandelingsketens technisch uitvoerbaar zijn. Het gaat hierbij vooral om het zandgehalte en het type van verontreiniging. Het aanbod kan worden opgeplitst in drie typen specie:

- type 1: slibrijke specie met een cocktail van verontreinigingen, met zowel zware metalen als organische verontreinigingen;

- type 2: matig zandige specie met een cocktail van verontreinigingen, met zowel zware metalen als organische verontreinigingen;
- type 3: matig zandige specie, met alleen organische verontreinigingen.

In totaal zijn vijf behandelingsketens technisch uitvoerbaar waarvan er drie reeds operationeel zijn. Daarnaast bestaan bij een aantal ketens verschillende onzekerheden in de mogelijke realisatie (perspectiefvol). Hierna worden de ketens kort toegelicht, waarbij ook de onzekerheden zijn aangegeven. Dit betreft vaak onzekerheden over het rendement van de reiniging. Een belangrijk punt is het behalen van een kwaliteit die voldoet aan de wettelijke normen voor bouw-en grondstoffen volgens VLAREA.

Behandelingsketen 1: ontwateren en storten in stortplaats (operationeel)

De stortplaats moet ingericht zijn conform de vergunningsvoorwaarden en de geborgen specie moet voldoen aan de acceptatiecriteria. Na vulling wordt het stortplaats ingericht voor een andere maatschappelijke functie, bijvoorbeeld natuur, recreatie, industrieterrein. Deze keten is operationeel en toepasbaar op alle mogelijke soorten specie.

Behandelingsketen 2: ontwateren en rijpen of landfarmen (operationeel)

De technieken rijpen en landfarmen lijken sterk op elkaar en zijn geschikt voor de aanpak van organische verontreinigingen. Zowel bij rijpen als bij landfarmen wordt de specie op speciale terreinen uitgespreid, zodat zij kan ontwateren. Hierdoor wordt een grote reductie van het volume bereikt. Vervolgens kan de structuur van het materiaal door fysisch/chemische processen veranderen en kan een kleine verlaging van de gehalten aan organische verbindingen optreden (rijpen). Ook wordt de structuur verbeterd. Bij landfarmen wordt de specie daarnaast nog intensief bewerkt (ploegen, frezen, etc.), waardoor biologische afbraak van de organische verbindingen (minerale olie en PAK) optreedt. Door het beplanten van bagger- en ruimingsspecie met bijvoorbeeld wilgen (fytoremediatie) kan de reiniging worden gestimuleerd. Voor de verwijdering van metalen is de techniek van fytoremediatie nog onvoldoende uitgekristalliseerd.

Deze keten kan ook relatief gemakkelijk op kleine schaal worden uitgevoerd. De keten is geschikt voor specie waarin metaalgehalten meestal onder de normen voor secundaire bouwstoffen liggen. Landfarming kan bovendien worden ingezet op (matig) zandige specie die ernstig verontreinigd is met minerale olie of PAK. Dit kan echter niet als deze stoffen te sterk aan het sediment zijn gebonden of slecht afbreekbaar zijn, hetgeen per specie kan variëren. Een laboratoriumonderzoek kan uitsluitsel geven over het te bereiken resultaat. Deze keten is operationeel en voor de meeste specie toepasbaar.

Behandelingsketen 3: zandscheiden en hergebruik of storten (operationeel)

Bij zandscheiden worden de zware, grote zanddeeltjes en de lichte, kleine slibdeeltjes van de bagger- en ruimingsspecie van elkaar gescheiden. De specie wordt zodoende geplitst in twee stromen: een zandfractie en een slibfractie. Meestal is de zandfractie schoon of makkelijk schoon te maken, terwijl de verontreinigingen zich in de fijne fractie concentreren. Dit komt doordat verontreinigingen meestal gebonden zijn aan de fijne kleimineralen en/of het organisch materiaal. Deze materialen zijn 'licht' en komen dus in de slibfractie terecht. Het resultaat van de keten is: een deel herbruikbaar zand en een deel verontreinigde slibfractie. Dit leidt tot een beperking van het benodigde volume voor storten omdat alleen de verontreinigde slibfractie moet worden gestort. Deze fractie kan eventueel ook worden nabehandeld (zie keten 4 en 5).

Deze keten kan worden uitgevoerd met een sedimentatiebekken of met hydrocyclonage (zie verder) of met een combinatie daarvan. Het type verontreiniging is meestal niet van belang, maar er moet wel voldoende zand in de specie aanwezig zijn. Bij te weinig zand is de keten niet rendabel.

Behandelingsketen 4: ontwateren en koude immobilisatie (perspectiefvol)

Koude immobilisatie is gericht op het inkapselen van organische stoffen en zware metalen. De verontreinigingen worden niet verwijderd maar immobiel gemaakt. Door de behandeling worden de verontreinigingen zodanig ingekapseld dat zij geen schade meer kunnen berokkenen. Een groot deel van de werking berust op de versteviging van de specie (inkapseling) door het hard worden van de toegevoegde bindmiddelen. Daarnaast kan fysisch-chemische binding plaatsvinden tussen het bindmiddel en de verontreiniging in de afvalstof. De producten van koude immobilisatie zijn grond of grulaat.

De techniek kan in principe ingezet worden voor zowel slibrijke als (matig) zandige specie met alle typen verontreinigingen. De techniek is in België nog niet operationeel voor het verwerken van bagger- en ruimingsspecie.

Nabehandelingsketen 5: ontwateren, (zandafscheiding) en thermische immobilisatie (perspectiefvol)

Bij thermische immobilisatie wordt het materiaal dusdanig verhit (ca. 950-1400°C) dat organische stoffen worden verbrand en metalen worden vastgelegd. Het resultaat is een product in een bepaalde vorm, zoals grind vervangend product (kunstgrind), kunstbasalt of baksteen. Als voorbewerking moet het grof vuil worden verwijderd en moet de specie worden gedroogd. In de meeste gevallen moet ook het zand worden verwijderd. Alleen bij slibrijke specie is zandafscheiding niet nodig. Deze techniek is nog niet operationeel voor de verwerking van bagger- en ruimingsspecie. Toch is er wel interesse voor deze techniek, omdat zowel de organische als de zware metalen worden aangepakt.

3.1.1.2. Toepassingsgebied

Onderstaande tabel (zie tabel 5) geeft een overzicht van de mogelijke verwerkingstechnieken. Niet elke techniek is voor elk specietype geschikt. Dit is afhankelijk van de hoeveelheid zand die de specie bevat en van de stoffen waarmee de specie verontreinigd is, zoals reeds vermeld in voorgaande paragrafen.

Tabel 5: Overzicht toepassingsgebied van verwerkingstechnieken voor verontreinigde specie

Techniek	Resultaat	Toepassingsgebied			
		Voor specie verontreinigd met:		Voor specie met een zandgehalte van:	
		organische stoffen	zware metalen	zandrijk	slibrijk
Rijpen	volumereductie	beperkt	nee	ja	ja
Landfarmen	grond	ja	nee	ja	ja
Ontzanden	zand vervuilde slibfractie	ja	ja	ja	nee
Immobilisatie	bouwstof grond	beperkt	ja	ja	ja

3.1.1.3. *Kosten*

Verwerken versus storten van specie

Voor de verwerking van 1 m³ in-situ bagger- of ruimingsspecie zijn zowel de kosten als de milieu-effecten afhankelijk van de eigenschappen van de specie (zandige specie, matig zandige specie of slibrijke specie), het type en gehalte aan verontreinigingen en het droge stof gehalte na baggeren. In het VITO-rapport (VITO maart 2003) wordt aangegeven dat er heel wat onzekerheden zijn bij het bepalen van de kostprijzen. Deze zijn gebaseerd op een beperkt aantal (lokale) projecten, het zijn theoretische kostprijzen doordat de betreffende techniek nog niet in praktijk in werking is, gepubliceerde en medegedeelde kosten worden vaak weergegeven in andere eenheden, en zo verder. De opgegeven kosten moeten dus met de nodige omzichtigheid benaderd worden. Verder wordt bij de kostprijsinschatting verondersteld dat er een continue aanvoer van specie is en dat relatief grote volumes specie verwerkt worden (150.000 à 250.000 m³/jaar).

• **Stortkosten**

Voor de inschatting van de stortkosten wordt hier rekening gehouden met een voorafgaande ontwatering. Volgende kostprijzen worden beschreven (VITO maart 2003):

- Stortkost (op basis van de Silvamo klasse 1 stortplaats): 30-80 euro/tds
30 euro/ton voor specie met een droge stof gehalte van meer dan 65%
40 euro/ton voor specie met een droge stof gehalte van ongeveer 50%
- Ontwateren:
Lagunering: 23-50 euro/tds (droge stof gehalte na ontwatering > 75%)
Kamerfilterpers: 15-28 euro/tds (droge stof gehalte na ontwatering van 50 tot 70%) met inbegrip van afschrijving, personeelkosten, onderhoud, chemicaliënverbruik, energieverbruik, waterzuivering en algemene kosten
Zeebandpers: 15-40 euro/tds (droge stof gehalte na ontwatering van 35 tot 50%) met inbegrip van afschrijving, chemicaliënverbruik, onderhoud en energie

De laguneringstechniek neemt veel ruimte in beslag (ruimte die nu al schaars is) en zal daarom waarschijnlijk naar de toekomst toe niet aanzienlijk aan belang winnen. Rekening houdende met het droge stof gehalte na ontwatering, bekomt men volgende ranges voor ontwateren + storten:

Laguneren + storten: 63-90 euro/tds
Kamerfilterpers + storten: 58-108 euro/tds
Zeebandpers + storten: 95-120 euro/tds

De vermelde kosten zijn exclusief baggeren/ruimen en exclusief transport.

• **Verwerkingskosten**

- *Ontzanding*

Scheidingsbekken

In de studie van VITO (VITO maart 2003) wordt voor de combinatie van scheidingsbekken + hergebruik zand + ontwateren en storten slibfractie de volgende kostprijs opgegeven:

Voor zandige specie: 8 euro/tds voor scheidingsbekken en ontwateren, 20% slib dient gestort te worden met een droge stof gehalte van ongeveer 50%, dit maakt een kostprijs van 24 euro/tds.

Voor matig zandige specie: 11 euro/tds voor scheidingsbekken en ontwateren, 50% slib moet gestort worden met een droge stof gehalte van ongeveer 50%, dit maakt een kostprijs van 51 euro/tds.

De kostprijs varieert dus van 24 euro/tds voor zandige specie tot 51 euro/tds voor matig zandige specie.

Hydrocyclonen

In de studie van VITO (VITO maart 2003) wordt voor de combinatie van hydrocyclonen + hergebruik zand + ontwateren en storten slibfractie de volgende kostprijs opgegeven: Voor zandige specie: 17-23 euro/tds voor hydrocyclonen en ontwateren, 20% slib dient gestort te worden met een droge stof gehalte van ongeveer 50%, dit maakt een kostprijs van 33-39 euro/tds.

Voor matig zandige specie: 21-26 euro/tds voor scheidingsbekken en ontwateren, 50% slib moet gestort worden met een droge stof gehalte van ongeveer 50%, dit maakt een kostprijs van 61-66 euro/tds.

De kostprijs varieert dus van 33 à 39 euro/tds voor zandige specie tot 61 à 66 euro/tds voor matig zandige specie.

– *Thermisch immobiliseren*

In de studie van VITO (VITO maart 2003) wordt voor de combinatie van hydrocyclonen + hergebruik zand + ontwateren slibfractie + thermische immobilisatie de volgende kostprijs opgegeven op basis van een minimum en een maximum prijs voor thermische immobilisatie van respectievelijk 40 euro/tds en 110 euro/tds:

Voor zandige specie: 25-39 euro/tds.

Voor matig zandige specie: 41-80 euro/tds.

Voor slibrijke specie: 56-118 euro/tds.

– *Landfarmen (bioremediatie)*

De kostprijs voor landfarming wordt geschat op 31 à 51 euro/tds als rekening wordt gehouden met een verblijftijd van 5-15 jaar, eerst intensief nadien extensief met compost als onderafdichting, zonder folie en drain, bij verwerking van 50.000 tds/jaar. Bij verwerking van specie met een beperkte organische verontreinigingsgraad zal de kostprijs en ook de verblijftijd lager liggen (verblijftijd beperkt tot 1 jaar). Bovendien zal het bioremediatieproces reeds in de ontwateringfase starten.

Hierbij moet duidelijk gesteld worden dat de bovenstaande kostprijzen indicatief zijn anno 2003 en kunnen wijzigen in de tijd, maar dat met de huidige beschikbare gegevens er geen (of een onvoldoende) inschatting kan gemaakt worden van hoe de kostprijzen zullen evolueren in de tijd.

Conclusie

Voorgaande besluiten moeten met de nodige omzichtigheid gelezen worden gezien de onzekerheid omtrent de kostprijzen:

- Voor de meeste technieken werden ranges van kostprijzen opgegeven. Dat neemt niet weg dat er op deze ranges ook nog onzekerheden zitten. De kostprijs voor storten is gebaseerd op de gegevens beschikbaar in het VITO rapport (VITO, maart 2003).

- De kostprijzen van de verschillende technieken zullen evolueren in de tijd. Er zijn onvolgende gegevens beschikbaar om daarvoor een inschatting te maken. Deze evolutie is afhankelijk van verschillende factoren: technologische ontwikkeling, evolutie beschikbare ruimte, beleidsbeslissingen, competitieve of monopolistische markt,....
- Er werd in de analyse geen rekening gehouden met transportkosten. Als er bijvoorbeeld extra afstand moet afgelegd worden om te verwerken ten opzichte van storten, dan wordt de totaaloplossing verwerken relatief gezien duurder ten opzichte van storten.

3.1.1.4. Milieuaspecten

Energie- en grondstoffenverbruik

In Tabel 6 wordt een overzicht gegeven van het energie- en grondstoffenverbruik per techniek alsook het mogelijk reinigingsrendement. De tabel werd opgemaakt uitgaande van gegevens van het rapport van de VITO studie (VITO maart 2003). Deze worden in paragraaf 3.2 verder uitgewerkt.

Tabel 6: Milieueffecten voor de verwerking van bagger- en ruimingsspecie (VITO maart 2003)

Keten	Milieueffecten				
	Reinigingsrendement (%)		Ruimtebeslag (m ² .dag/tds)	Energieverbruik (MJ/tds)	Grondstoffenverbruik (kg/tds)
	Organisch	Anorganisch			
Lagunering	0	0	100-350	2-4	–
Zeeffbandpers	0	0	25-50	36-90	1-4 kg/tds PE
Kamerfilterpers	0	0	20-40	15-45	20-50 kg/tds kalkmelk of 0,5-4 kg/tds PE
Geotubes	0	0		2-4	0,3-1 kg/tds PE
Storten	0	0	permanent	1-25	-
Landfarming	70-80%	0	315-945 (zandrijke specie) 400-1300 (matig zandig)	2-4 (1-3jaar) 4-40 (3-15 jaar)	1 kg/tds
Landfarming in serres	70-90%	0	22-90	20-60 (1-3maand)	
Scheidingsbekken	0	0	50-130	10-15	
Hydrocyclonen	60-90%		25-35	29-54	0,3-2 kg/tds
Hydrocyclonen + mechanische ontwatering slib	60-90%		25-45	36-72 (zandrijk) 47-99 (matig zandig)	
Koude immobilisatie	0	0	gering	gering	100-300 kg/tds cement
Thermische immobilisatie (kunstgrind)	> 99%	0-30%	40-60	3000-4000	30-100 kg/tds + 5-6 kg/tds rookgasreinigingsproducten
Thermische immobilisatie (baksteen)	> 99%	0-30%	300	3000-5000	Producten voor rookgasreiniging
Hydrocyclonen + thermische immobilisatie	> 99%	0-30%	35-55	840-2080	1,5-3,0 kg/tds

Afvalstoffen

Voor de producten van de behandelingsketens zoals hierboven beschreven zijn verschillende soorten nuttige toepassingen mogelijk. De producten moeten niet alleen voldoen aan de eisen van het VLAREA maar er moeten ook afnemers van deze producten gevonden worden. De bouwwereld maakt op dit moment hoofdzakelijk gebruik van primaire bouwstoffen als zand en grind. De producten die vrijkomen bij verwerking van bagger- en ruimingsspecie moeten een plaats veroveren op deze markt: er is sprake van een verdringsmarkt. Bij de keuze van de verwerkingstechniek moet daarmee ook rekening worden gehouden. Niet alleen de techniek, maar ook de afzetmogelijkheden moeten hierbij sturend zijn. In de praktijk bestaat nog weinig animo om de secundaire producten te gebruiken. Er kleeft een negatief imago van 'afvalproduct' aan. De overheid zou in samenwerking met het bedrijfsleven een actieve rol kunnen spelen door bijvoorbeeld certificering van de producten of het voorschrijven van producten van de verwerking van bagger- en ruimingsspecie in bestekken.

Na landfarmen of rijpen ontstaat grond, bijvoorbeeld klei. Deze kan, afhankelijk van de fysische samenstelling, worden toegepast in (weg)ophopingen, in geluidswallen, voor de inrichting van natuurprojecten, voor onderhoud en verbetering van dijken en kades en voor afdekking van stortplaatsen.

Zand verkregen uit zandafscheiding kan worden gebruikt als ophoogzand, zand voor een zandbed onder bijvoorbeeld een weg of als industriezand en als grondstof voor de betonindustrie. Het behalen van de civieltechnische eisen is hierbij soms problematisch. Dit is hoofdzakelijk het geval voor toepassing in industriezand (betonzand, metselzand, kalkzandsteenzand). Vanwege de relatief lage prijs van ophoogzand en zand voor zandbedden is het economisch niet rendabel om het zand over grote afstanden voor deze toepassing te verplaatsen. Daarom moet vraag en aanbod op elkaar worden afgestemd en is een overheidsstimulus nodig.

De producten van koude immobilisatie, grond en granulaat, en producten verkregen uit thermische immobilisatie, zoals kunstgrind, granulaat, kunstbasalt en baksteen kennen nog maar weinig praktijkervaring.

Wat het gebruik van verwerkte bagger- en ruimingsspecie in bakstenen betreft, werd in Nederland aan de hand van een proefproject (DHV en Stichting Technisch Centrum voor de Keramische Industrie Nederland, juli 2001) nagegaan of het haalbaar is om uit verontreinigde bagger- en ruimingsspecie stenen te bakken (Arena, okt 2003). Hieruit bleek dat het technisch wel mogelijk is om op grote schaal bakstenen uit verontreinigde specie te maken. Het bespaart hierdoor op primaire grondstoffen, terwijl het bijdraagt aan een oplossing voor een lastig afvalprobleem. De bakstenen voldoen aan de technische en milieuhygiënische eisen en zijn vrijwel niet van reguliere bakstenen te onderscheiden. Wel is het, vanwege de keramische eigenschappen van de steen, nodig om klei-achtig materiaal met lage organische stofgehalten bij te mengen. Uit de risico evaluatie blijkt dat de risico's naar de mensen die met de baksteen moeten werken en ertussen moeten leven verwaarloosbaar zijn en ook niet afwijken van de reguliere bakstenen. Economisch gezien is het daarentegen wel duurder om bakstenen te produceren uit bagger- en ruimingsspecie, zie onderstaande tabel (Tabel 7, p. 38).

Tabel 7: Overzicht kostprijzen in euro (excl. btw)
productie normale bakstenen tgo. slibstenen (Arena, okt 2003)

		Productie normale bakstenen	Productie slibstenen
Kosten			
Productiecapaciteit	stenen/jaar	15.000.000	15.000.000
Klei benodigd	ton ds/jaar	21.000	11.000
Specie benodigd	per m³	-	31.000
Vorbewerking specie	per jaar	-	310.000
Transport specie/slib	per jaar	-	90.000
Aankoop klei	per jaar	42.000	22.000
Transport naar fabriek	per jaar	252.000	130.000
Bakken stenen	per jaar	1.680.000	2.700.000
Totaal kosten	per jaar	1.974.000	3.52.000
Totaal productiekosten	per 1000	130	220
Opbrengsten			
Vermeden stortkosten	per jaar	-	620.000
-			
Totaal kosten-opbrengsten	per jaar	1.974.000	2.632.000
Netto kosten	per 1000	130	180

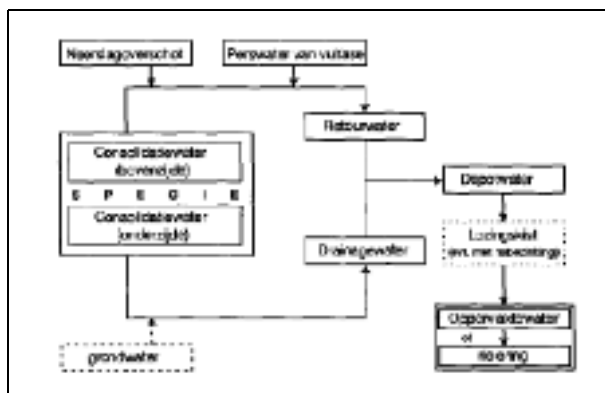
Afvalwater

Globaal blijkt in Vlaanderen enkel het ontwateren van bagger- en ruimingsspecie op grote schaal te worden uitgevoerd. Bij het ontwateren komt water vrij dat dient geloosd te worden.

Laguneren:

Dit vrijkomende water bij *laguneren* bestaat uit een deel regenwater dat tijdens of na de deponie gevallen is; een ander deel kan voor het inbrengen zijn toegevoegd om de specie verpompbaar (= het transportwater) te maken. Verder bevat ingestorte bagger- en ruimingsspecie, afhankelijk van de wijze van inbrengen, een groter of kleiner aandeel water. De specie begint direct na deponie en afvoer van het vrije water aan de bovenzijde te consolideren, het baggerpakket verdicht zich geleidelijk o.i.v. de zwaartekracht, en drijft in alle richtingen poriewater uit (= het consolidatiewater).

Consolidatiewater, transportwater en regenwater tezamen wordt *retourwater* genoemd dat meestal uit het baggercompartiment wordt afgelaten via de stortkist (aan bovenzijde.slibpakket). Retourwater vormt doorgaans veruit het grootste volume-aandeel van het water dat uit een laguneringsbekken komt. Ook aan de onder- en de zijkant van het baggerpakket treedt water uit. De binnenzijde van het laguneringsbekken (of compartiment) wordt in de meeste gevallen bekleed met ondoorlatende folie. Op de bodem daarvan (binnen de folie) wordt ten behoeve van de ontwatering een zandlaag aangebracht met drains erin. Bij het aanbrengen van de specie zal uit de drains een 'grotere' hoeveelheid water worden afgevoerd wat bestaat uit overtollig transportwater (beginfase), regenwater en consolidatiewater. Dit water aangeduid als *drainagewater* en zal voornamelijk in het begin van de exploitatiefase uittreden. In de loop van de exploitatieperiode wordt het aandeel consolidatiewater en regenwater groter. Het drainagewater treedt uit langs de onderzijde van het slibpakket.



Figuur 3: Algemene schematische weergave van de verschillende waterstromen en de herkomst van die stromen in een laguneringsveld van bagger- en ruimingsspecie.

De vrijkomende waterstromen verschillen in omvang en kwaliteit zeer sterk. Elke vulling brengt eigenlijk een eenmalige lozing van retourwater voort met een duur van dagen tot weken. De lozingsfase van het retourwater is dus aanzienlijk korter dan de totale exploitatie periode van het veld en vindt voornamelijk plaats in het begin van de exploitatie tijdens het vullen. De totale omvang van die eenmalige lozing bedraagt ruwweg 0,5 tot 3 maal de omvang van de hoeveelheid opgeslagen materiaal: 0,5 maal bij compacte, met een grijper opgebaggerde specie ook wel mechanisch aangevoerde specie genoemd (in sommige gevallen wordt zelfs geen water geloosd) tot 3 maal bij met behulp van extra water verpompte specie (=hydraulisch aangevoerde specie)

De kwaliteit van dit vrijkomend water wordt bepaald door het gehalte aan onopgeloste bestanddelen en het debiet. De verontreinigingen zijn immers voornamelijk gebonden aan de zwevende stofdeeltjes, met uitzondering van stikstofcomponenten. Het debiet bepaalt in grote mate de vracht aan verontreinigingen. Een zuivering is meestal nodig alvorens te lozen. Meer gegevens omtrent de gemiddelde samenstelling van het vrijkomende water bij lagunering is terug te vinden onder paragraaf 3.2.2.

Mechanische ontwatering:

In tegenstelling tot de lagunering, komt het water tijdens *mechanische ontwatering* op een andere manier vrij. Het water dat vrijkomt bij mechanische ontwatering is in hoofdzaak filtraatwater. Alle water die uit het baggerslib verdwijnt dient effectief geloosd te worden. In tegenstelling tot lagunering wordt het debiet bij werking van de mechanische ontwatering niet beïnvloed door evaporatie of regenwater. Het filtraatwater komt ogenblikkelijk vrij.

3.2. Verwerkingstechnieken

In de onderstaande paragrafen worden de verschillende verwerkingstechnieken afzonderlijk behandeld. De verschillende technieken werden als volgt gegroepeerd:

1. in situ aanpak van waterbodems
2. ontwateren

3. zandafscheiding
4. landfarming
5. immobilisatie van bagger- en ruimingsspecie
6. storten

Van elk van de bovenvermelde aspecten wordt volgende informatie gegeven:

1. Principe van de methode/techniek en uitvoeringsvormen: zet uiteen welke basisprocessen de techniek kenmerken
2. Toepassingsgebied: hier worden vnl. toepassingsvoorwaarden gegeven en (waar mogelijk) criteria aangegeven waar de techniek met een acceptabel eindresultaat kan en mag toegepast worden. Bij de bepaling van het toepassingsgebied is voor zover mogelijk met de variaties in de fysische en chemische eigenschappen van de bagger- en ruimingsspecie rekening gehouden, door uit te gaan van een categorie-indeling, zodat per techniek de toepasbaarheid ervan voor veel voorkomende typen specie kan besproken worden. Er wordt voor wat de fysische eigenschappen betreft uitgegaan van drie typen species, met name:
 - zandrijke specie (zandgehalte > 60%); voor de bepaling van het toepassings-gebied en de verwerkingskosten wordt in het handboek bodemsanerings-technieken uitgegaan van 80% zand.
 - matig zandig (zandgehalte tussen 40% en 60%); voor de bepaling van het toepassings-gebied en de verwerkingskosten wordt in het handboek bodemsaneringstechnieken uitgegaan van 50% zand.
 - slibrijke specie (zandgehalte < 40%); voor de bepaling van het toepassingsgebied en de verwerkingskosten wordt in het handboek bodemsaneringstechnieken uitgegaan van 20% zand.
3. Kosten: omdat toepassen van bagger- en ruimingsspecieverwerkingstechnieken van veel factoren afhankelijk is, wordt slechts summier op de kosten ingegaan. De behandelingskosten worden voor de meeste technieken berekend in tonnen droge stof (tds) en daarom ook voor alle technieken zo uitgedrukt. Om deze kosten om te rekenen naar kosten per kubieke meter bagger- en ruimingsspecie kan gebruik gemaakt worden van onderstaande formule:

$$\rho_{\text{slib}} = \frac{100(\%)}{\left(\frac{1}{\rho_{\text{DS}}} - 1\right) \times \text{DS}(\%) + 1}$$

met ρ_{slib} = densiteit slib in kg/l of ton/m³

ρ_{DS} = korrel densiteit in kg/l of ton/m³

= 2,55 ton/m³

DS (%) = droge stof percentage = (massa DS/massa totaal) x 100%

$$\text{dus: } \rho_{\text{slib}} = \frac{100(\%)}{100\% - 0,608 \times \text{DS}(\%)}$$

NB: zandgehalte beïnvloedt enkel ρ_{DS} , doch in zéér beperkte mate.

⇒ als zandgehalte stijgt dan stijgt ρ_{DS} slechts lichtjes

4. Milieuaspecten: milieubelastende aspecten als emissies naar lucht en water, productie van afvalstoffen van de verschillende technieken

De beschrijving van deze technieken en hun uitvoeringsvormen is vooral gebaseerd op de VITO-studie “Overzicht en evaluatie van de verwerkingstechnieken bagger- en ruimingsspecie” in opdracht van OVAM (VITO maart 2003).

3.2.1. In situ aanpak van waterbodems

3.2.1.1. In-situ bioremediatie (bron: VITO 2003)

Doel van in-situ bioremediatie is de natuurlijke degradatie van biologisch afbreekbare micro-polluenten in-situ te bevorderen en door biologische afbraak van organisch materiaal het volume aan organisch, slibrijke specie te reduceren zonder de waterloop te baggeren.

Principe

In-situ bioremediatie is gebaseerd op het in-situ toevoegen van zowel aërobe als anaërobe bacteriënpopulaties die reeds in het sediment aanwezig zijn en van “conditioneerders”, dit zijn natuurlijke minerale producten rijk aan bio-beschikbare zuurstof en nutriënten, die over een langere periode worden vrij gezet en waardoor zuurstof in direct contact komt met de verontreinigde sedimenten. Deze conditionering in-situ zou de groei van de endemische micro-organismen moeten stimuleren en zo de natuurlijke mineralisatie van organisch materiaal en de natuurlijke afbraak van organische micro-polluenten in de sedimenten bewerkstelligen. Het is de bedoeling de organische bestanddelen en verontreinigingen te mineraliseren binnen een periode van 3 à 10 maanden, en de eutrofiering te verminderen door een verbeterde zuurstofhuishouding.

Er is een biologische behandeling in-situ beschikbaar op de markt waarbij naast bacteriën en schimmels kalium alumino-silikaten aan het sediment worden toegevoegd. Het kalium alumino-silikaat zou de fixatie van zware metalen aanwezig in het slib moeten bewerkstelligen. Zware metalen kunnen immers een remmende werking en zelfs een toxisch effect op de micro-biologische activiteit veroorzaken. Met deze behandeling zouden met het kalium alumino-silikaat product ongeveer 500 ppm zware metalen (op droge stof basis) bijna onomkeerbaar worden vastgelegd. Hierdoor wordt een terugkeer in suspensie van de metalen tijdens het biologisch degradatieproces vermeden.

De uitvoering van een in-situ bioremediatie bestaat uit: (1) onderzoek en selectie van geschikte micro-organismen; (2) uitvoering van een piloot-project (injectie van micro-organismen en conditioneerders + 1 jaar monitoring); (3) evaluatie van het piloot-project en indien positieve resultaten werden behaald opstarten van een full-scale bioremediatie proces; (4) monitoring en bijsturen van het bioremediatie project.

(1) Selectie en cultivatie van geschikte micro-organismen

Voor bioremediatie worden geschikte (aërobe) micro-organismen geselecteerd uit de endemische populatie; nadien worden deze micro-organismen gecultiveerd en klaar gemaakt voor on-site incubatie.

(2) Conditionering in-situ (CIS)).

Door toevoegen van natuurlijke poreuze mineralen met een vrij hoog biobeschikbaar zuurstofgehalte wordt de micro-biologische activiteit gestimuleerd.

Deze producten en de micro-organismen worden met water uit de te behandelen waterloop gemengd en belucht gedurende 24 uur.

(3) Injectie van de micro-organismen in het verontreinigde sediment

De micro-organismen en conditioneringsproducten worden met rivierwater gemengd en vervolgens op gelijke wijze geïnjecteerd en verspreid in het te behandelen organisch en slibrijke sediment bv. met behulp van een kraan en slang, vergelijkbaar met een brandweerslang, gehanteerd door een operator die zich per boot of een aangepast baggervaartuig verplaatst.

(4) Monitoring

Monitoring van de natuurlijke afbraak van micro-polluenten (vnl minerale olie en PAK's) en de reductie in specie volume.

Over het algemeen zou een in-situ bioremediatie behandeling moeten resulteren in:

- een verbetering van de helderheid van het water;
- een verbeterde zuurstofhuishouding in zowel waterkolom als waterbodem;
- een reductie van minerale oliën en vetten;
- in sommige gevallen afbraak van alifatische en eenvoudige poly-aromatische koolwaterstoffen;
- ontwikkeling van de natuurlijke ecosystemen;
- verbetering geurhinder;
- in-situ volumereductie van de sliblaag.

Er worden reductievolumes van 50% en meer gerapporteerd. De sedimenten die met in-situ bioremediatie behandeld worden hebben vaak een zeer geringe dichtheid, bvb de Zoutegracht in Zierikzee (Nederland): 13-14% droge stof, waarvan 20-23% organisch materiaal (De Meyer et al, 1994).

Toepassingsgebied

Enkel toepasbaar voor organisch slibrijke species verontreinigd met biodegradeerbare micro-polluenten zoals minerale olie en (eenvoudige) poly-aromatische koolwaterstoffen. Bovendien moet de omgevingstemperatuur tussen 6 en 30°C liggen, mogen er voor de bacteriën geen toxische stoffen aanwezig zijn en moeten voldoende nutriënten en vrije zuurstof beschikbaar zijn voor de bacteriële groei. Het beschikbaar maken van zuurstof in-situ is de moeilijkste opgave van in-situ bioremediatie.

Biodegradeerbare micro-polluenten, met name minerale olie en (eenvoudige) PAK's worden afgebroken en gemineraliseerd tot H_2O en CO_2 . De complexiteit van het sediment-water systeem en de moeilijkheden om de fysische, chemische en biologische processen en hun onderlinge interacties in het sediment te controleren en te sturen, als ook de nood om tijdens de verschillende fasen van het biodegradatieproces de milieucondities in het sediment aan te passen, maken echter dat de effectiviteit van de techniek vaak beperkt is.

De methode van in situ-bioremediatie is zeer omstreken en volgens velen zijn er met deze methode in de praktijk tot op heden nog geen eenduidig positieve resultaten bereikt. Dit heeft zeker te maken met de moeilijkheid om bij een in-situ proefproject dat meestal loopt over een relatief lange termijn, externe factoren voldoende uit te sluiten zodat de resultaten volledig traceerbaar en eenduidig interpreteerbaar zijn. Externe factoren die het bereikte resultaat aanvechtbaar kunnen maken zijn o.m. "het open systeem van een waterloop", waarbij tijdens de proefopzet slib en/of verontreinigingen kunnen worden aan- of afgevoerd naar of vanuit het proefperceel, de natuurlijke afbraakprocessen die ook zonder actief ingrijpen optreden in de waterbodem, seizoensinvloeden, min of meer subjectieve elementen zoals geurhinder, dikte van de sliblaag, enz.

Bovendien ontbreken in grote mate harde wetenschappelijke gegevens uit reproduceerbare laboratoriumexperimenten.

Tenslotte zijn er een aantal objectieve feitelijke gegevens die aan de haalbaarheid van deze techniek doen twijfelen, zoals de beperkte hoeveelheid zuurstof (in relatie tot het BZV-gehalte van het slib), die effectief wordt toegediend (Nederlands Handboek Bodemsaneringstechnie-

ken, 1999). Dit alles maakt dat in-situ bioremediëring op dit ogenblik niet kan worden beschouwd als een bewezen techniek, die een volwaardig alternatief kan bieden voor baggeren en behandelen van bagger- en ruimingsspecie.

Kosten

Investeringskosten: Investeringskosten voor in-situ bioremediatie omvatten kosten voor uitrusting (labo nodig voor selectie en cultivatie van micro-organismen), materiaal voor de injectie van de micro-organismen, nutriënten en reagentia in de te behandelen specie. Dit kan in principe met vrij eenvoudige apparatuur. Soms worden ook omgebouwde baggervaartuigen ingezet.

Proceskosten: Producten (micro-organismen + conditioneerders): ca. 11 €/ m³ in-situ (Haecon). Injectie van producten in de sedimenten van de waterloop: ca. 8-13 €/ m³ in-situ (Haecon).

Totale behandelingskosten: 19-24 €/m³ in-situ of 35-45 €/tds (er is hier uitgegaan van een slibrijke specie met een d.s.-gehalte van 41% of 530 kg d.s./m³ in-situ en een densiteit van ongeveer 1300 kg/m³ in situ – cfr Handboek Bodemsaneringstechnieken tabel H1-9 p H1-69).

Normaal gezien moeten ook nog verschillende monitorings- en bemonsteringscampagnes uitgevoerd worden, die in bovenstaande kostprijs niet zijn opgenomen.

Milieuaspecten

Energiebehoefte

Geen exacte gegevens beschikbaar maar waarschijnlijk eerder beperkt. Er is energie nodig voor de cultivatie van bacteriën in het labo, voor de aandrijving van pompen voor de beluchting van water uit de waterloop gemengd met de bacteriën en conditioneringsproducten en voor de injectie van deze mix in de te behandelen specie.

Waterverbruik

geen

Afvalstoffen

geen

Grondstoffenverbruik

2,5 ton bacteriën + natuurlijke zuurstof donoren per hectare te behandelen sediment/ per 3 maand

Emissies

Emissies naar bodem

geen (in-situ techniek)

Emissies naar oppervlaktewater

Door de degradatie van organisch materiaal kunnen polluenten, zoals zware metalen, die aan organische stoffen geadsorbeerd zijn, vrij gezet worden in het poriën- en oppervlakte water.

Emissies naar lucht

Organische bestanddelen worden in principe gemineraliseerd tot ammonium, stikstof, koolstofdioxide en water. Voor zover stikstof en koolstofdioxide niet oplossen in het water wordt het als gas vrij gezet. Bij degradatie onder anaërobe omstandigheden wordt methaan en H₂S geproduceerd, dat eveneens wordt vrij gezet. Het is echter de bedoeling het proces onder oxiderende omstandigheden te laten verlopen omdat de degradatie van organisch materiaal dan veel sneller verloopt en zonder geurhinder.

Hinderaspecten

Naar verluidt geen, zou zelfs geurhinder bestrijden doordat anaërobe degradatie (met o.a. productie van methaan en H₂S (geurhinder) door de toevoer van zuurstof wordt stilgelegd en vervangen door sneller optredende aërobe degradatie. Uit diverse proefprojecten blijkt bestrijding van geurhinder waarschijnlijk één van de meer haalbare doelstellingen van deze techniek.

3.2.2. Ontwateren

3.2.2.1. Lagunering (VITO 2003)

Principe

Lagunering is een ontwateringstechniek waarbij het natuurlijk consolidatie- en uitdrogingsproces zoveel mogelijk geoptimaliseerd wordt. Het ontwateringsproces wordt versneld door de inzet van mechanische tuigen om evaporatie en snellere afvoer van het vrijkomende water mogelijk te maken (op ruggen zetten en regelmatig keren van de specie).

Door specie te laguneren wordt vooral een structuurverbetering beoogd. Het doel is een mechanisch stabiel product te verkrijgen binnen een periode van minder dan een jaar. Het is niet de eerste bedoeling de milieutechnische kwaliteit van het product te verbeteren. Wel kan soms een lichte kwaliteitsverbetering vastgesteld worden van het eindproduct in vergelijking met de toegevoerde specie wanneer de specie gedurende een langere periode in de laguneringsvelden blijft liggen. Hoe langer de lagunering duurt, hoe meer kans dat organische stof en organische pol-luenten afgebroken worden. Bij langere verblijftijden spreekt men echter niet meer over laguneren (ontwateren) maar van landfarming.

De laguneringstechniek kan voor alle type species worden toegepast maar zal meestal voor slibrijke species worden gebruikt omdat het snelle natuurlijke bezinkingsproces van zand dergelijke behandeling onnodig maakt.

Aanvoer van de specie

Laguneringsvelden kunnen hydraulisch gevuld worden met fijnkorrelige specie (max. 500 tot 800 kg droge stof/m³) ofwel worden zij gevuld zonder toevoeging van transportwater op mechanische wijze (kranen en/of dumpers).

In geval van hydraulisch vullen, wordt het laguneringsveld volledig afgesloten teneinde het verlies van fijnkorrelig materiaal met de afvoer van het transportwater te vermijden. Na een initiële bezinkingsperiode (enkele dagen) wordt het bovenstaande oppervlaktewater langzaam afgevoerd langsheen één of meer traditionele stortkisten.

Vooraf voor de korte cyclustijden (3-6 maand) is het aan te bevelen om de specie met een zo hoog mogelijke densiteit aan te voeren om het ontwateringsproces in het laguneringsbekken zo kort mogelijk te houden.

Vele laguneringscentra kennen een zeer onregelmatige en cyclische aanvoer van baggerslib. De reden hiervan is drieledig:

Eenzijds gebeuren baggercampagnes onregelmatig, gezien deze onder aparte contracten vallen, en vaak door andere aannemers gebeuren.

- Ten tweede gebeurt het baggeren aan relatief hoge producties, dus in korte perioden, waarvan het slib onmiddellijk moet worden geaccepteerd bij de verwerker.
- Gezien de schaarste van plaats dient de laguneringsruimte (= de laguneringsvelden) tevens als bufferruimte voor de grote hoeveelheid kortstondig aangevoerd slib. Dit impliceert dat zodra deze ruimte benut is, slechts maanden nadien (na het doorlopen van de volledige laguneringscyclus) terug slib kan worden geaccepteerd in het centrum.

Deze cyclische aanvoer heeft invloed op de volumes én kwaliteiten van water dat vrijkomt tijdens het laguneren. Dit is verder uitgewerkt onder § ‘Milieuaspecten’.

Opbouw van het laguneringsbekken

De vormgeving van het laguneringsbekken wordt gekenmerkt door de volgende elementen:

- Een laguneringsbekken is meestal rechthoekig om op deze wijze een maximale sedimentatie te bekomen en het verlies aan fijne deeltjes via de afwateringskist te beperken.
- De breedte van het veld moet beperkt gehouden worden (50 tot 100 m) om de efficiëntie van een begreppeling (zie verder) te vrijwaren. Een kleinere oppervlakte van het laguneringsbekken is gunstig voor de afvoer van het transport en regenwater maar vergt meer dijken en is bijgevolg duurder. Een oppervlakte van 3 tot 5 ha wordt als optimaal gezien op basis van praktijkervaring.
- De optimale initiële laagdikte van het pakket bagger- en ruimingsspecie bedraagt 2 m.
- De afvoer van het water uit het laguneringsbekken moet op gecontroleerde wijze kunnen gebeuren om te vermijden dat (te) veel fijne deeltjes verdwijnen uit het laguneringsbekken.
- Drainagezandlaag: op de bodem van het laguneringsbekken wordt een drainagelaag aangebracht. Deze bestaat uit een laag drainagezand en een aantal drains. Het water stroomt via het zand naar de drains. De drains voeren het water af.

Optredende effecten tijdens het ontwateringsproces

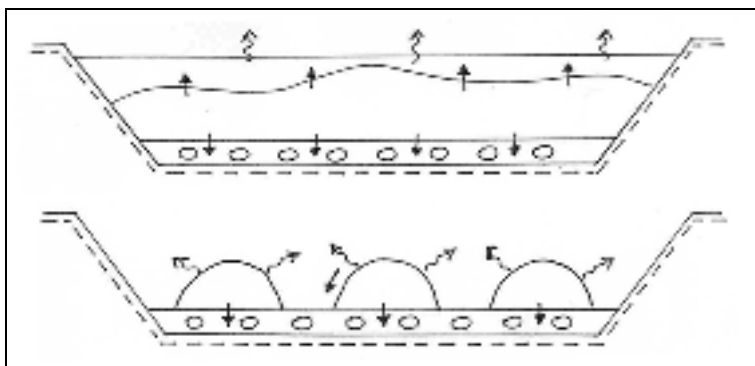
Fysische effecten

Tijdens het proces treden volgende fysische verschijnselen op:

- Gravitaire zandscheiding (bij hydraulisch opgespoten velden);
- Ontwatering door drainage en uitdroging:
Het eerste deel van het water komt vrij op een aantal weken tijd, waarbij de specie van 30 tot 40% DS naar ca. 55% DS uitlekt. Tijdens deze drainage stap komt ongeveer de helft van het in het slib aanwezige water vrij en dient, eventueel mits behandeling, te worden geloosd. Het water dat hier vrijkomt is hoofdzakelijk consolidatiewater van het slib, dus fysicochemisch in evenwicht met het slib. In het algemeen is dit water relatief matig beladen, voornamelijk met ammonium.

- Consolidatie en verandering van volume en dichtheid:
Na de drainagestap gebeurt de eigenlijke actieve lagunering, de evaporatiefase. Tijdens deze stap, die gemiddeld 3 tot 5 maand duurt (in Vlaanderen) droogt het slib verder van ca. 55% DS naar ca. 75% DS. Deze tweede helft water verdwijnt voor het grootste deel d.m.v. verdamping. Gedurende de actieve lagunering zal het meeste water dat van het laguneringsveld komt in hoofdzaak neerslag zijn, eventueel aangerijkt met pollutanten door contact met de bagger- en ruimingsspecie die op ruggen is gelegd (zie Figuur 5, p. 47). De concentraties zijn echter beperkt.
- Structuurvorming:
Tijdens het ontwateringproces wordt de anaërobe specie gedroogd en geoxideerd en gaat zo over in een belucht en doorlatend materiaal. Hierdoor krimpt het materiaal hetgeen zichtbaar wordt in een groeiende scheurvorming van de specie in de laguneringsvelden. Deze scheurvorming start aan het oppervlak en zet zich in afnemend tempo door naar de diepere lagen. Door de scheurvorming wordt de afvoer van het water en de toevoer van zuurstof naar de onderste lagen verbeterd. De specie verandert van een vloeibare massa in een steekvast kleiachtig materiaal. Tevens zal, afhankelijk van de aard van de verontreinigingen en de duur van de lagunering, een (beperkte) verbetering van de kwaliteit optreden ten gevolge van de biologische afbraak van een aantal gemakkelijk afbreekbare organische contaminanten.

Deze facetten maken het bovendien mogelijk dat er periodes zijn waarbij helemaal geen water vrijkomt uit de laguneringsvelden. Veelal situeert deze periode zich tussen mei en half september nl de periode waarin er gemiddeld gezien er een verdampingoverschot is. Uiteraard is de duur en het tijdstip van de watervrije periode afhankelijk van (1) de aanvoer van bagger- en ruimingsspecie en (2) de neerslag.



Figuur 4: Twee hoofdfazen tijdens lagunering: drainagefase (boven) en evaporatiefase (onder)



***Figuur 5:** Zicht op laguneringsveld tijdens evaporatiefase*

Chemische effecten

Bagger- en ruimingspecie bevindt zich op de bodem van de waterloop meestal in een anaëroob milieu. Tijdens het ontwateringsproces zal de specie in contact komen met lucht en zal de specie oxideren.

Onder anaërobe omstandigheden komen de zware metalen meestal voor als weinig oplosbare sulfideprecipitaten. Tijdens het oxidatieproces kunnen een aantal metaalsulfiden in oplossing gaan.

De organische microverontreinigingen (PAK, PCB, chloorbenzenen, ...) zijn sterk hydrofoob en blijven tijdens het ontwateringsproces sterk gebonden aan het organisch materiaal. Afbraak van organische stoffen tijdens een natuurlijk ontwateringsproces is te verwaarlozen tenzij de specie zeer regelmatig wordt omgezet (cfr. landfarming §3.2.4). In dit geval is de toevoer van zuurstof veel intensiever en kan er een aanzienlijke afbraak van organisch materiaal optreden (tot 50% bij langere verblijftijden).

Eventuele uitloging wordt eveneens bepaald door de zuurtegraad van de specie.

Biologische effecten

Als neveneffect kan er tijdens het ontwateringsproces eveneens een biologische activiteit waargenomen worden. Door het creëren van aërobe omstandigheden zal de biologische afbraak van organische stoffen en verontreinigingen licht gestimuleerd worden. De beschikbaarheid van de verontreinigingen speelt hierbij een belangrijke rol. Naarmate de verblijftijd van de specie in de velden groter wordt, zal de biologische afbraak toenemen. Voor een gedetailleerde beschrijving wordt verwezen naar de fiche over landfarming waar dit effect gericht nagestreefd wordt.

Duur van de ontwatering

De duur van de ontwatering is de belangrijkste parameter; deze wordt bepaald door de volgende elementen:

- De *hydrologische factoren* tijdens het proces:
 - De neerslag: de jaarlijkse neerslag in België is ca 800 mm en valt gespreid over het ganse jaar. Het is belangrijk om de neerslag in de laguneringsvelden zo snel mogelijk af te voeren om zo het effect van de evaporatie ten volle te laten spelen op het uitdrogen van de specie.
 - De drainering en oppervlakkige afvoer van het water: Een snelle afvoer van het oppervlakkige water is nodig om te voorkomen dat het regenwater infiltreert en wordt vastgehouden in de poriën. Door een snelle afvoer zal het ontwateringsproces versnellen evenals de oxidatie van de specie. Een goede afvoer kan alleen gerealiseerd worden als het water oppervlakkig wordt afgevoerd of als de doorlatendheid van de specie voldoende hoog is. Dit laatste is bij bagger- of ruimingspecie meestal niet het geval zodat moet gestreefd worden naar een zo efficiënt mogelijke oppervlakkige afvoer. Bij een voldoende gevorderde scheurvorming kan de afwatering bevorderd worden door het graven van ondiepe greppels. Verder kan de ontwatering bevorderd worden door een drainagezandlaag (zie boven) onder de laguneringsvelden te voorzien. Deze dreineringslaag is van zeer groot belang.
 - De evaporatie: De verdamping is, na de afvoer van het niet-gebonden transportwater, de belangrijkste manier om het watergehalte van de specie te verminderen. Dit kan enkel als de verdamping groter is dan de neerslag verminderd met de afvoer van de neerslag door drainering. Verdamping kan enerzijds door evaporatie (open-grond-verdamping) en anderzijds door transpiratie (gewasverdamping). Bij het ontwateringsproces is de vegetatie gering zodat de evaporatie veruit de belangrijkste factor is voor de bovenste lagen. De onderste lagen worden bijna niet beïnvloed door het evaporatieproces. De verdamping is in België laag in de winter en hoog in de zomer. Het verdampingsoverschot is bijgevolg het hoogst in de periode april tot augustus.
- De *laagdikte* waarin de specie wordt aangebracht:

De laagdikte van de specie is een zeer belangrijke factor voor het ontwerp van een laguneringsbekken. Hoe kleiner de laagdikte hoe sneller de scheurvorming het ganse speciepakket zal beïnvloeden met een snellere ontwatering tot gevolg. Anderzijds is voor een kleinere laagdikte een grotere oppervlakte nodig zodat een optimum moet gevonden worden. Dit optimum wordt meestal uitgedrukt in hoeveelheid droge stof per m² en ligt voor België tussen 500 en 800 kg/m². De initiële laagdikte bedraagt best niet meer dan 2 m.
- De *fysische samenstelling van de specie* (bvb zandgehalte, organische stof gehalte, ...):

De belangrijkste fysische factoren die een invloed hebben op het ontwateringsproces van een specie zijn het organische stof gehalte en de korrelverdeling van het minerale deel van de specie. Het gehalte aan kleideeltjes (< 2 µm) is bepalend voor het waterbindend vermogen, de doorlatendheid en de scheurvorming tijdens het ontwateringsproces. Naarmate het kleigehalte en het organisch stofgehalte toenemen, zal het ontwateringsproces langer duren.
- De ingrepen voor de *bevordering van het ontwateringsproces*.

Een aantal mechanische behandelingen kunnen het ontwateringsproces versnellen:

 - *Begreppelen*: door mechanische apparatuur worden dwars over het laguneringsbekken kleine greppels gerealiseerd die aan beide zijden van het laguneringsbekken uitmonden in een ringgracht. Begreppelen kan echter pas uitgevoerd worden wanneer het sliboppervlak een redelijke consolidatie heeft ondergaan. Begreppelen heeft als doel het bovenstaande water en eventuele neerslag zo snel mogelijk af te voeren. Hierdoor kan de specie sneller drogen (door verdamping van het water). De greppels moeten bij voorkeur dieper zijn dan de krimpscheuren die tijdens het drogen van de bagger- en rui-

mingsspecie ontstaan. Apparatuur die met wisselend succes voor begreppelen toegepast zijn de amfirol, de ploegschaar, het discusswiel en graafmachines. Christiansen et al. heeft aangetoond dat voor ontwatering door middel van begreppeling een oppervlak van 2 tot 3 ha per laguneringsbekken optimaal is.

- *Drainage*: onder de bodem van het bekken wordt een drainagesysteem geïnstalleerd voor de afvoer van het insijpelende water. Het nuttig effect van drainage is echter beperkt tot de fase van consolidatie, waarin de specie nog niet zodanig verdicht is dat dit de doorlatendheid sterk vermindert.
- Drogen aan de lucht (*evaporatie*) is één van de belangrijkste processen bij het ontwateren van de specie in laguneringsvelden. Belangrijk is een snelle afvoer van het (regen)water en ander bovenliggend consolidatiewater, zodat het evaporatie-effect op het uitdrogen van de specie speelt en niet op het vrije bovenliggende water. Tijdens het drogen (verdampen) kunnen twee fasen worden onderscheiden. Gedurende de eerste fase wordt de verdampingssnelheid bepaald door het verdampend oppervlak en de klimatologische omstandigheden. Tijdens de tweede fase, als de waterspiegel zich terugtrekt in het slib, wordt de verdamping bepaald door de snelheid waarmee water wordt aangevoerd vanuit de diepere specielagen en de transportsnelheid van waterdamp in de poriën. De verdampingssnelheid neemt af naarmate de specie verder/dieper droogt.
- Het *op ruggen zetten* van de specie dient om het verdampend oppervlak te vergroten en de vochtige onderliggende lagen in direct contact met de lucht te brengen. Tevens zal hierdoor de onderliggende draineerlaag gedeeltelijk vrijkomen zodat het regenwater snel wordt afgevoerd.
- *Periodiek mengen/keren* van de bagger- en ruimingsspecie: Door regelmatig mengen/keren van de specie zal een versnelde droging plaatsvinden. Deze versnelde droging wordt veroorzaakt door het verbeteren van de beluchting. Afhankelijk van de klimatologische omstandigheden kan men 3 à 6 weken na opspuiting beginnen met het mengen/keren van de specie door kranen. Dit mengen/keren dient vrij continu te gebeuren wil men de cyclustijd beperken. Hierdoor kan de cyclustijd van 2 tot 5 jaar ingekort worden tot ongeveer 1 jaar (of minder).

Bij ontwatering in een laguneringsbekken wordt er gestreefd naar een zo kort mogelijke cyclus waarbij het laguneringsbekken, na afvoer van de ontwaterde specie, terug klaar wordt gemaakt en gebruikt voor de volgende cyclus.

Hierbij zijn er twee mogelijkheden:

- een jaarlijkse cyclus, waarbij gestreefd wordt naar een vulling van het laguneringsbekken in het najaar (winter), zodat het ontwateringsproces zich vooral tijdens de zomer afspeelt onder optimale evaporatieomstandigheden. Omzetting van de specie moet dan minder frequent gebeuren. Moeilijkheid is de synchronisatie van de baggerwerken met deze van de opspuitfase;
- een kortere cyclus waarbij gestreefd wordt naar een maximale bewerking en beluchting van de specie zodat het ontwaterings- en oxidatieproces kan gerealiseerd worden in 3 tot 6 maand en de terreinen meermaals per jaar kunnen gebruikt worden. Dit kan enkel gerealiseerd worden als de specie per as wordt aangevoerd en reeds een hoog droog stof gehalte heeft. (DEC nv geeft cyclustijden op van 3-6 maand voor bagger- en ruimingsspecie die binnenkomt met een droge stof gehalte tussen 18 tot 40% en in een laag van 1 meter dik in het laguneringsbekken wordt aangebracht.) In het geval laguneringsvelden hydraulisch worden gevuld door opspuiten van de specie bedraagt de cyclustijd, minimaal 1 jaar.

De afvoer van de ontwaterde specie

Na lagunering moet de specie terug worden uitgegraven en afgevoerd naar zijn definitieve bestemming. Dit moet mechanisch gebeuren omdat bij hydraulisch transport er opnieuw water wordt vermengd en het resultaat van de lagunering teniet wordt gedaan. Tijdens de afgraving wordt steeds 10 tot 20% van de draineerzandlaag mee afgegraven en afgevoerd. Voor er nieuwe specie wordt opgespoten moet de draineerlaag terug worden aangevuld. Tussen iedere cyclus worden de drainageleidingen doorgespoeld om verstopping te voorkomen.

Toepassingsgebied

Gezien de specie in een verdunde vorm wordt ingebracht in het laguneringsveld is het aangegeven om dit veld zo dicht mogelijk bij de baggersite in te planten, of indien vooraf een scheiding gebeurt dicht bij de scheidingsinstallatie. Het volume van het ontwaterde eindproduct is in het algemeen verschillende malen kleiner dan dat van de toegevoerde specie.

Met deze techniek werden enkele grootschalige proefprojecten uitgevoerd (met hydraulisch opgespoten specie):

In Antwerpen

In 1990 werd een eerste proefproject gestart in opdracht van de Vlaamse overheid. Dit project had tot doel de mogelijkheden uit te testen om sterk waterhoudend baggerslib op een snelle manier te ontwateren zonder de inzet van mechanische middelen zoals filterpersen, cyclonen of centrifuges.

Voor dit proefproject werd een terrein van ongeveer 25 ha in de Waaslandhaven op de linker Schelde oever ingericht als laguneringszone.

In 1997 werd een tweede laguneringsproject gerealiseerd in het slibverwerkingscentrum Krankeloon (Zwijndrecht). Tijdens dit tweede proefproject werd de laguneringstechniek verder geoptimaliseerd. Dit werd gerealiseerd door de verkorting van de cyclustijd en het intensifiëren van de mechanische behandelingstechnieken (op ruggen zetten en keren). Ook werd een test gedaan met een laguneringsveld in combinatie met een definitieve slibberging (op eenzelfde locatie door het toepassen van een terrassysteem).

Slibontwatering door lagunering is technisch haalbaar binnen een periode van 1 jaar.

Zeekanaal naar Gent

In de loop van 1988 werd op het terrein 'Geuzenhoek' gelegen op de linkeroever van het Zeekanaal naar Gent, een proefveld aangelegd, bestaande uit vier compartimenten, met een gezamenlijke bergingscapaciteit van ruim 500.000 m³. Hier werden vooral een aantal verschillende isolatietechnieken onderzocht om de slibbekkens van de omgeving af te schermen.

Momenteel zijn diverse vergunde laguneringssites in Vlaanderen voorhanden. In tegenstelling tot de voornoemde grootschalige proefprojecten wordt tegenwoordig de te laguneren specie via mechanische wijze (zonder toevoeging van transportwater) in de laguneringsvelden ingebracht.

Buiten België

In Nederland werden de eerste proeven met ontwaterings- of rijpingsvelden gerealiseerd in de loop van de jaren '70. Sindsdien werden er systematische proefprojecten gerealiseerd waarbij het rijpingsproces in detail werd bestudeerd en waarbij er ontwerprichtlijnen werden opgemaakt voor de toepassing ervan op grote schaal.

Ontwatering via lagunering wordt nog steeds op grote schaal uitgevoerd in de Haven van Hamburg (vermits de beschikbare oppervlakte niet voldoende is voor de behandeling van alle vrijkomende bagger- en ruimingsspecie werd er parallel gestart met mechanische ontwatering door middel van persen). Daarnaast werden grote proefprojecten uitgevoerd in Schotland.

De meest moderne installaties situeren zich in Bremen-Seehausen (sinds oktober 1994) waar jaarlijks (cyclus van 1 jaar) 700.000 m³ gebaggerd havenslib op een terrein van 127 ha geconsolideerd wordt tot ca. 200.000 m³ steekvaste specie. Een deel van het slib wordt gemengd met kalk en andere toeslagstoffen om nadien te worden gebruikt als afdeklag voor stortplaatsen.

Kosten

De belangrijkste kostenparameters zijn de volgende:

- De hoeveelheid bagger- en ruimingsspecie die in een laguneringinstallatie wordt behandeld is de belangrijkste bepalende factor voor het dimensioneren van de laguneringsbekkens. Een groter volume vereist ook een groter (aantal) laguneringsbekken(s) (en bijgevolg grotere investeringen).
- Indien eenzelfde volume bagger- en ruimingsspecie over een langere tijd kan worden gespreid dan is toepassing van een kleiner laguneringsbekken mogelijk. Dit reduceert de kosten voor de aanleg van de laguneringsbekkens zoals grondwerk, huur grond, isolatiemaatregelen en voor inzet van personeel en apparatuur.
- Het toepassen van één centrale laguneringinstallatie voor verschillende ruimings- of baggerprojecten kan, wat betreft kosten, voordeliger zijn dan het gebruik van meerdere kleinere velden die zijn gesitueerd in de directe omgeving van het ruimings- of baggerwerk. Een gedetailleerde kostenvergelijking die rekening houdt met de transportkosten en de behoefte aan één of meerdere waterzuiverings-installaties (een waterzuiveringsinstallatie is erg duur) is nodig.
- De personeelskosten tijdens de aanlegfase zijn vooral afhankelijk van de omvang van de laguneringsbekkens, het grondwerk dat verricht moet worden, de gewenste randvoorzieningen (isolatiemaatregelen) en locatiespecifieke werkzaamheden. De kosten voor grondwerk vormen hierin naar verwachting de grootste kostenpost.
- Tijdens de exploitatie zullen de personeels- en materieelkosten vooral betrekking hebben op toezicht en sturing van het opspuiten enerzijds en op de behandelingen die op het slib in de laguneringsvelden worden toegepast voor het versnellen van de ontwatering. Deze laatste kosten nemen quasi recht evenredig toe met de hoeveelheid bagger- en ruimingsspecie die wordt verwerkt.
- De kosten voor het afgraven en afvoeren van de specie
- De kosten voor het aanbrengen/aanvullen van een drainagezandlaag en de controle en doorspoeling van de drainageleidingen. Om de drie jaar kunnen de drainage-leidingen best vervangen worden.
- De kosten voor het eventueel aanbrengen van een folie (35 à 40 €/m²) of een kleiafdekking als afscherming tussen de laguneringsbekkens en de onderliggende bodemlagen kunnen een belangrijk onderdeel zijn van de aanlegkosten (circa 25%-30%). De noodzaak hiertoe hangt af van de karakteristieken van de specie. Indien de te ontwateren bagger- en ruimingsspecie beneden de wettelijke verontreinigingsklassen vallen, dan is isolatie van de laguneringsbekkens niet noodzakelijk.

Als conclusie kan gesteld worden dat de kosten voor een laguneringinstallatie afnemen wanneer:

- de bagger- en ruimingsspecie grover is zodat de natuurlijke consolidatie relatief snel verloopt;
- er een continue aanvoer is van ruimings- of bagger- en ruimingsspecie zodat de aanlegkosten kunnen gespreid worden over meerdere exploitatiejaren;
- de hoeveelheid bagger- en ruimingsspecie per locatie groter wordt, waardoor de vaste kosten verdeeld kunnen worden over een grotere hoeveelheid bagger- en ruimingsspecie;
- het laguneringsveld tijdens de inactieve periodes ook wordt gebruikt voor de (tijdelijke)opslag en/of scheiding van de bagger- en ruimingsspecie;
- de vereiste isolatiemaatregelen minimaal zijn; dan wel gedurende langere tijd gebruikt worden.
- de laguneringstijd verkort wordt door de specie mechanisch in de velden in te brengen in plaats van het hydraulisch opspuiten (met toevoeging van proceswater).

Recent werd een vergelijkende studie gemaakt tussen laguneren en mechanisch ontwateren van bagger- en ruimingsspecie (AMORAS-project). Er werd een raming gemaakt van de investeringskosten en exploitatiekosten voor de laguneringsvelden. Er werden drie scenario's voor lagunering vergeleken. Bij een eerste scenario is de bodemafdichting van de laguneringsvelden een 0,5 m geconsolideerde laag bagger- en ruimingsspecie gecombineerd met een HDPE-folie; bij een tweede scenario wordt 1 m geconsolideerde bagger- en ruimingsspecie gebruikt als bodemafdichting. Het derde scenario betreft 'versneld laguneren' waarbij de ontwateringstijd in de laguneringsvelden 6 maanden per cyclus bedraagt (in plaats van 1 jaar).

In Tabel 8 wordt de investeringskost (inclusief waterzuivering) en de exploitatiekost (exclusief huur terreinen en afzet van de specie) bepaald voor een installatie van 350.000 tds/jaar. De investeringen worden afgeschreven over een periode van 15 jaar.

Tabel 8: Overzicht van de kosten voor laguneren (AMORAS, VITO 2003)

	Investeringskosten (incl. waterzuivering) (in €)	Exploitatiekosten (excl. huur terreinen en afzet specie) (€/jaar)	Totale kosten per ton droge stof (€/tds)
Scenario 1 (Laguneringsvelden + 0,5 m slib + HDPE-folie)	36.045.082	10.419.349	40,38
Scenario 2 (Laguneringsvelden +1 m slib)	28.083.238	10.419.349	38,03
Scenario 3 (Versneld laguneren)	29.246.831	8.359.054	32,50

Bij het versneld laguneren zijn in de investeringskosten de volgende kosten niet voorzien: de verharding (asfaltplaste) in de velden; de afvoerpiste; de aanvoerleiding langs de velden; de automatische sturing van de overstortconstructie; monitoring van het grondwater en de baggerinstallatie voor overpompings uit de indikvijver. Het 'versneld laguneren' bleek uit de studie economisch gezien het beste scenario te zijn. Hoewel hier dient opgemerkt dat de specie waarschijnlijk per as werd aangevoerd en initieel dus reeds gekarakteriseerd werd door een hoger droge stof gehalte.

Voor de momenteel operationele installaties in Vlaanderen bedraagt de verwerkingskost (incl. acceptatie, verwerking en afzet) 60 tot 250 €/tds waarbij de kosten sterk afhankelijk zijn van de verontreinigingsgraad en bijgevolg van de nabestemming van de gelaguneerde specie: wanneer de specie nuttig herbruikbaar is kan de normale verwerkingskost geraamd worden op ongeveer

37 €/m³ in situ en op ongeveer 110 €/m³ in situ voor zwaar verontreinigd slib (inclusief transport, verwerking, deponie restfractie).

Er dient opgemerkt te worden dat de becijferde kosten gelden voor eerder grootschalige projecten.

Milieuaspecten

Energieverbruik

Wat betreft het energieverbruik is er voor de ontwatering zelf geen extra energie nodig. Voor de acties tot optimalisatie van de ontwatering worden er mechanische tuigen ingezet die wel energie verbruiken. Het verbruik kan geraamd worden op 2 tot 4 MJ/ton droge stof (tds) voor een extensieve cyclus van 1 jaar. Bij een intensief laguneringsproces, zeker wanneer ook gewerkt wordt met een kortere cyclustijd, waarbij de specie veel frequenter omgezet wordt, kan het energieverbruik tot tienmaal hoger zijn (20 tot 40 MJ/ton).

Voor de toevoer van de specie zal het transport minimaal zijn als het laguneringsveld zich in de onmiddellijke omgeving van de ruimings- of baggersite bevindt.

Verder moet het eindproduct vervoerd worden naar de eindbestemming. Ook hier geldt dat het energieverbruik rechtstreeks evenredig is met de afstand maar dat de keuze van het transportmiddel een belangrijke impact zal hebben op het energieverbruik. Lokaal hergebruik of berging is vanuit dit oogpunt een belangrijk criterium.

Waterverbruik

geen

Afvalproducten

Het doel van een laguneringsoperatie is het reduceren van het volume van de specie en indien mogelijk het nuttig hergebruik als niet vormgegeven bouwstof of als bodem in landschapsprojecten of dijkwerken. Storten is in het algemeen de meest reële optie omwille van een gebrek aan hergebruiksmogelijkheden.

Grondstoffen

Gezien het hier een natuurlijk proces betreft zijn geen toeslagstoffen nodig.

Emissies

Emissies naar bodem

Er is een beperkt risico op uitloging via insijpeling naar het grondwater (percolatiewater). Het gaat dan meestal over sulfaten, zouten en ammonium. Zware metalen, PAK, PCB en bestrijdingsmiddelen logen over het algemeen niet uit tijdens het laguneringsproces.

Emissie naar oppervlaktewater

Kwantiteit: Wanneer het laguneringsveld eenmaal gevuld is en de inhoud een redelijke bezinkingsgraad heeft bereikt, dan heeft zich (meestal binnen enkele dagen) een laag min of meer helder water gevormd op de bagger. Het vrijgekomen water bestaat zoals eerder aangegeven uit een deel regenwater, transportwater (in het geval van hydraulisch opspuiten) en consolidatiewa-

ter: het retourwater. Verder komt er nog een deel water vrij langs de zijkant en onderkant van het laguneringsbekken, het zogenaamde drainagewater.

Elke vulling brengt eigenlijk een eenmalige lozing van water voort, die telkens verschilt in hoeveelheid en kwaliteit, met een duur van dagen tot weken.

Gezien de baggercampagnes niet strikt gebonden zijn aan de seizoenen (tenzij in extreme condities) betekent dit ook dat lagunering van baggerslib in alle seizoenen kan plaatshebben. Dit heeft volgende implicaties:

- Tijdens de koudere periodes (herfst, winter, lente) duurt lagunering gemiddeld langer. Doordat er meer neerslag valt komt er meer volume water vrij over bovendien een langere periode. Daardoor wordt 's winters meer debiet aan te zuiveren en te lozen water verwacht.
- Het water dat vrijkomt past zich qua temperatuur aan de omgevingstemperatuur. In de winter kan het laguneringswater dan ook zeer koud zijn ($< 5\text{ }^{\circ}\text{C}$) terwijl het in de zomer eerder warm kan zijn ($> 20\text{ }^{\circ}\text{C}$).

Zolang de bagger- en ruimingsspecie in het laguneringsbekken onder water staat, zijn de redoxomstandigheden (aëroob/anaëroob) niet wezenlijk verschillend ten opzichte van de locatie van herkomst. Dit verandert zodra de specie aan de lucht wordt blootgesteld en het waterniveau in de specielaag verderzakt. Eenmaal drooggefallen verandert de specie sterk van karakter, zij droogt in en rijpt. Chemische en fysische bindingen gaan verloren, en nieuwe ontstaan waardoor de mobiliteit van de diverse verontreinigingen en daardoor de kwaliteit van het consolidatiewater kan veranderen. De onderste laag van de specie zal in de praktijk, afhankelijk van de dikte, nog zeer lange tijd (3-5 jaar) zijn anaërobe karakter behouden.

De lozing van drainagewater aan de onderzijde van het veld via drains is van langere duur dan van het transportwater maar is door weersinvloeden, zeker in droge zomerse perioden met een verdampingsoverschot, discontinu tot zelfs nihil. Het consolidatiewater is afkomstig uit een zuurstofloze/-arme omgeving, waar de omstandigheden nog sterk overeenkomen met die in de waterbodem van herkomst. In deze omgeving zullen de meeste verontreinigingen zijn vastgelegd aan de bagger- en ruimingsspecie en dus slechts in geringe mate in het drainwater terechtkomen. Zodra de waterspiegel in de specie tot onderin het laguneringsbekken is uitgezakt, zou in principe wel een sterk verontreinigde waterstroom via de drains kunnen ontsnappen. Het is dan echter de verwachting dat er in de meeste gevallen geen pieklozing van verontreinigingen via de drains uit het veld zal ontstaan met gevolgen voor het oppervlaktewatersysteem omdat dan de consolidatie eveneens zover is gevorderd dat er nog maar weinig water vrijkomt.

Kwaliteit: De waterbodem is op vele plaatsen verontreinigd met verschillende stoffen waaronder organische microverontreinigingen, zware metalen, stikstof en fosfaat. Bij de exploitatie van laguneringsvelden zal een deel van deze verontreinigingen in het retour- en drainagewater (= afvalwater) terechtkomen. De verontreinigingen zijn voor 80 tot meer dan 95% gebonden aan onopgeloste bestanddelen. Slechts een klein deel van de verontreinigingen bevindt zich in opgeloste vorm. De concentraties van opgeloste verontreinigende stoffen in het afvalwater kunnen tijdelijk verhoogd zijn, door de intensieve omwoeling en menging met zuurstofhoudend water (alleen in het geval van hydraulisch opspuiten).

Organische microverontreinigingen: Tot de organische microverontreinigingen behoren PAK's en PCB's. Deze verontreinigingen komen in drie vormen voor:

- gebonden aan onopgeloste bestanddelen
- gecomplexed aan opgeloste organische koolstofverbindingen
- in vrij opgeloste vorm

PAK's zijn zowel in opgeloste vorm als gebonden aan onopgeloste bestanddelen of als opgeloste organische koolstofverbindingen aanwezig. PCB's zijn zeer slecht oplosbaar en zijn nagenoeg volledig gebonden aan onopgeloste bestanddelen en aan opgeloste organische koolstofverbindingen (Bouwdienst Rijkswaterstaat, 1993).

Zware metalen: Naast de organische microverontreinigingen vormen de zware metalen de tweede groep van stoffen die de bagger- en ruimingsspecie verontreinigen. Zware metalen zijn grotendeels gebonden aan onopgeloste bestanddelen. De groep koper, lood, nikkel, cadmium, zink en kwik wordt bij lage redoxpotentiaal (= anaërobe omstandigheden) vastgelegd in sulfiden. Er is een groot verschil in chemische mobiliteit bij lage en hoge redoxpotentiaal (zuurstofrijke omstandigheden). Dit betekent enerzijds een sterke mate van vastlegging in anaëroob waterbodemslib, anderzijds een aanzienlijke potentiële afgifte uit de bagger- en ruimingsspecie wanneer dat aëroob wordt. Dit is mogelijk door sterke omwoeling en contact met zuurstofrijk water, zoals bij baggerwerken en de daarop volgende behandeling van de bagger- en ruimingsspecie. Het vrijkomen van zware metalen bij baggeren en omwoelen van slib wordt gereguleerd door ijzer (Fe). Het ijzer wordt geoxideerd tot ijzerhydroxide, wat een zeer grote bindingscapaciteit heeft voor zware metalen. Alleen bij zeer langdurige omwoeling en blootstelling aan zuurstof zullen zware metalen vrijkomen. De opgeloste zware metalen binden dan echter aan de onopgeloste bestanddelen. Wanneer bagger- en ruimingsspecie door puntbronnen verontreinigd is door één bepaalde stof is de verwachting dat deze verontreiniging ook in grotere hoeveelheden in het afvalwater voor zal komen. Arseen vertoont een afwijkend gedrag ten opzichte van de andere metalen. In anaërobe situaties is arseen mobiel, onder aërobe omstandigheden wordt arseen voornamelijk gebonden aan ijzercomplexen en is relatief immobiel. Arseen komt van nature nogal eens in hoge concentraties voor in bagger- en ruimingsspecie maar blijkt in het afvalwater geen problemen te geven (Tauw milieu, 1996).

Stikstof, fosfaat en Chemisch ZuurstofVerbruik: In het afvalwater komt stikstof in opgeloste vorm voor als ammonium en nitraat, beide eutrofiërende stoffen. De gehalten aan ammonium en nitraat in het afvalwater zijn afhankelijk van een aantal factoren:

- de afbraaksnelheid van organische stof in de bagger- en ruimingsspecie,
- de herkomst van de bagger- en ruimingsspecie,
- de nitrificatie- en de denitrificatiesnelheid
- bewerkingen in het laguneringsbekken.

Ammonium ontstaat door afbraak van organisch stof in de bagger- en ruimingsspecie en kan door micro-organismen worden omgezet in nitraat (NO_3^-). Dit proces heet nitrificatie. Nitrificatie vereist zuurstof, waardoor bij het lozen van afvalwater met hoge gehalten ammonium op het oppervlaktewater, zuurstofdaling in het ontvangende watersysteem kan optreden. Door het uitreden van consolidatiewater kan in een korte periode veel ammonium met het afvalwater geloosd worden. De gehalten aan ammonium kunnen oplopen van 10 tot meer dan 90 mg/l.

Het nitraat dat is gevormd door nitrificatie kan door andere micro-organismen worden omgezet in vrije stikstof (N_2). Dit proces heet denitrificatie. Denitrificatie vindt alleen plaats onder anoxische (= zuurstofarme) omstandigheden, bovendien is de aanwezigheid van voldoende organische stof nodig als koolstofbron voor de denitrificerende micro-organismen. Denitrificatie zal, als gevolg van deze voorwaarden, maar in zeer geringe mate plaatsvinden.

Naast stikstof komt fosfaat voor in het afvalwater. Ervaringen in de praktijk geven op dit moment geen aanleiding om extra maatregelen te treffen voor het verwijderen van fosfaat. Fosfaat is voornamelijk gebonden aan particulier materiaal en is daarom relatief eenvoudig uit het afvalwater te verwijderen.

In het afvalwater komt een hoeveelheid materiaal voor die voor een zuurstofvraag van het afvalwater kan zorgen, aangeduid als chemisch zuurstofverbruik (CZV) en biologisch zuurstofverbruik (BZV). Bij de bagger- en ruimingsspecie die al langere tijd onder water ligt zal het makkelijk afbreekbare biologische materiaal al omgezet zijn. Wat overblijft is slecht afbreekbaar materiaal. De CZV/BZV-verhouding in het afvalwater zal daardoor hoog zijn, variërend van 4 tot enkele tientallen. Het CZV-gehalte in het afvalwater van laguneringsvelden kan oplopen tot meer dan 100 mg/l. Het BZV gehalte ligt in de meeste gevallen kleiner dan 8 mg/l (TAUW Milieu, 1996).

Het voorkomen van verontreinigingen in de bagger- en ruimingsspecie in een bepaalde kwaliteitsklasse wil niet zeggen dat deze stoffen ook in dezelfde mate het afvalwater verontreinigen. In 1995/'96 is onderzoek verricht naar de verontreinigingen in het afvalwater van negen kleinschalige baggervelden. Het betrof een praktijkonderzoek van negen verspreid over Nederland liggende operationele baggervelden, aangevuld met literatuurgegevens van nog eens zes laguneringsvelden. Van deze vijftien laguneringsvelden is de relatie tussen de verontreinigingsgraad van bagger- en ruimingsspecie en verontreinigingsgraad van afvalwater onderzocht (TAUW Milieu, 1996).

Er kon geen directe relatie worden aangetoond tussen de bagger- en ruimingsspeciekwaliteit in het laguneringsveld en de samenstelling van het bijbehorende afvalwater. De bagger- en ruimingsspecieclassificatie van de onderzochte baggerlaguneringsvelden werd in de meeste gevallen bepaald door de organische microverontreinigingen terwijl vooral de zware metalen (zink, lood, chroom) en in mindere mate de organische microverontreinigingen tot de probleemstoffen in het afvalwater behoren.

Voor wat betreft de relatie tussen de verontreinigingsgraad en de hoeveelheid onopgeloste stof werd alleen bij de meetgegevens uit de literatuur een positief lineair verband tussen het gehalte aan onopgeloste stof en de mate van verontreiniging van het afvalwater gevonden. Bij de gegevens uit het praktijkonderzoek bleek deze relatie van laguneringsbekken tot laguneringsbekken te verschillen. Er waren laguneringsbekken met hoge concentraties aan onopgeloste stof en relatief lage concentraties verontreinigingen, maar er waren ook laguneringsbekken met weinig onopgeloste stof en relatief hoge concentraties verontreiniging. Wel kan gesteld worden dat in alle gevallen 80 tot meer dan 95% van de verontreinigingen gebonden is aan onopgeloste bestanddelen in het afvalwater. Dit betekent dat het gehalte aan onopgeloste bestanddelen in het afvalwater als leidraad kan dienen bij het vaststellen van de kwaliteit van het afvalwater.

Tabel 9: Gemiddelde samenstelling van het afvalwater van enkele laguneringsites (TREV1, augustus 2004)

Parameter		Gemiddelde waarden afvalwater laguneringsvelden		
		1	2	3
pH		7,69	7	7,48
Geleidbaarheid	µS/cm	2670	1453	2870
BZV	mg O ₂ /l	4,1	6	19,8
CZV	mg O ₂ /l	75	50	85
Chloriden	mg/l		28	206
Sulfaten	mg/l		301	1203
Kjeldahl-N	mg/l	26,4	15	8,1
Ammonium	mg/l	27,9	2,3	5,75
Nitraat	mg/l	18,2	20,3	4,16
Nitriet	mg/l	0,31	0,26	0,092
N-totaal	mg/l	44,9		

Tabel 10: Samenstelling afvalwater van een laguneringsveld voor en na zuivering op zandfilter en actief kool (TREVI, augustus 2004)

Parameter	Voor zuivering, max conc. in mg/l	Na zuivering, max conc. in mg/l
Kjeldahl-N	10	8
Nitriet-nitraat N	50	50
Geleidbaarheid		< 3000 µS/cm
Chloriden		< 400
Sulfaten		< 700
Fosfor	0,6	0,5
BZV	6	5,5
CZV	70	<50
Zwevend stof	< 20	6
pH	7,8-8,3	

Zoals in voorgaande paragrafen aangegeven hangt de kwaliteit van het afvalwater uit de laguneringsbekkens samen met het gehalte aan onopgeloste bestanddelen en het debiet. De verontreinigingen in het afvalwater zijn met name gebonden aan onopgeloste bestanddelen. Het debiet bepaalt in grote mate de vracht aan verontreinigingen. De mogelijkheden om het debiet en het gehalte aan onopgeloste bestanddelen te beperken zijn zeer afhankelijk van de vulstrategie van de velden en de wijze waarop de specie wordt aangevoerd (zie hoofdstuk 4 § 4.1.3.1). De wijze van aanvoer en de dichtheid van specie zijn vaak niet te sturen, maar zijn wel essentiële parameters in de beheersing van de gehalte aan onopgeloste bestanddelen en de debieten. Mogelijke sturing van de aanvoer en dichtheid van de specie kan, wanneer de baggerwerken niet in eigen beheer worden uitgevoerd, geregeld worden in een acceptatieregeling voor het laguneringsbekken dan wel in bestekken voor het baggerwerk.

Emissie naar lucht

Emissies naar de lucht, uitgezonderd geur, tijdens het laguneren treden niet op. Er is ook geen verwaaing van stof omdat de bagger- en ruimingsspecie nat wordt aangevoerd en tijdens het rijpingsproces verkleeft. De emissies naar de lucht zijn minimaal.

Hinderaspecten

Geluidshinder kan optreden tijdens het aan- en afvoeren van de bagger- en ruimingsspecie en bij het toepassen van ontwateringsstimulerende maatregelen (omwoelen en op ruggen zetten).

Bij de aanvoer en vulling van het laguneringsbekken kan wel enige geuremissie optreden. De emissie van geur komt voor bij een anaërobe, organische stofrijke bagger- en ruimingsspecie. In deze specie kan H₂S-vorming optreden. De geuremissie zal na het storten in het laguneringsbekken snel afnemen. De eventueel optredende geuremissie is beperkt tot de contouren van het laguneringsveld en geeft meestal geen aanleiding tot geurhinder in de omgeving.

3.2.2.2. Mechanisch ontwateren (VITO maart 2003, AMORAS 2005)

Met behulp van mechanisch ontwateren (zeefbandfilterpers, kamerfilterpers) kan van de ruimings- en bagger- en ruimingsspecie een steekvast product gemaakt worden dat kan gebruikt worden in verdere toepassingen of dat geschikt is voor verdere verwerking. Indien de toege-

voerde specie voldoet aan de minimale milieu-technische randvoorwaarden kan het eindproduct gebruikt worden als bodem of als niet vormgegeven bouwstof bijvoorbeeld voor de aanleg van geluidswallen of andere landschapsprojecten.

Door de snelheid van de mechanische ontwateringstechniek wijzigt de milieutechnische kwaliteit van het product niet.

Theoretisch gesproken kan een centrum waarin de ontwatering mechanisch gebeurt (via kamerfilterpersen of zeefbandpersen) een zodanige buffering toepassen tussen het aangeleverde slib en de eigenlijke ontwatering ervan, dat de ontwatering vrij continu gebeurt en de vrijkomende (eventueel te zuiveren) waterdebieten vrij constant zijn. Op deze manier is het concept van Amoras immers opgesteld.

Is de continue aanvoer van bagger- en ruimingsspecie niet verzekerd dan kan de productie van water uit het proces ook droog vallen.

Afhankelijk van de opzet van het verwerkingcentrum kunnen hier dus 2 verschillende profielen voorkomen:

- Het baggeren en de ontwateringstechniek worden op elkaar afgestemd door het gebruik van grote tussenbuffers. Het vrijkomende waterdebiet is vrij constant.
- De capaciteit van de ontwatering volgt het baggerritme. Periodes van hoog waterdebiet per dag (continue productie, 24 u/24 u), wisselen af met periodes van lagere debieten (productie van 8 u/dag) en periodes van non-activiteit (onderhoudsperiodes, geen aanvoer bagger- en ruimingsspecie).

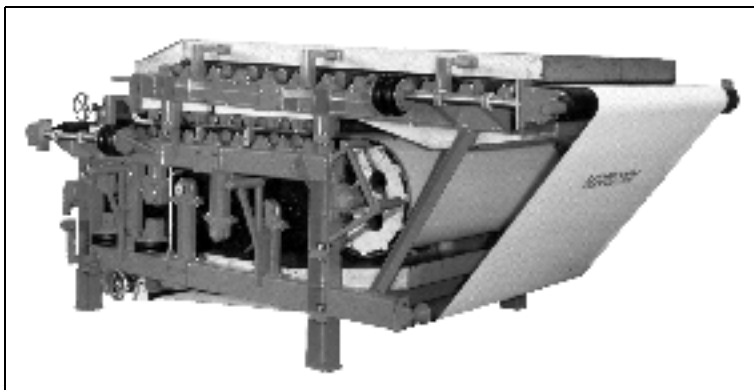
Alvorens een zeefbandpers of kamerfilterpers kan worden ingezet voor het ontwateren van ruimings- of bagger- en ruimingsspecie moeten een aantal voorbehandelingsfasen gerealiseerd worden:

- eerst dient de grove fractie (stenen, plastic, hout en dergelijke) te worden verwijderd; meestal gebeurt dit door middel van een trilzeef van 2 mm;
- vervolgens wordt de fractie groter dan 60 µm afgescheiden door middel van hydrocyclonen. Dit laatste gebeurt om overdreven slijtage van de installatie te voorkomen wanneer het zandgehalte van de specie meer dan 5 tot 10% bedraagt of om de zandfractie te recupereren indien er voldoende zand aanwezig is (> 40%);
- hierna wordt het slib/watermengsel (vóór)ingedikt door middel van sedimentatie. Tijdens de indikking of conditionering worden vlokmiddelen (poly-electrolieten (PE) of andere toeslagstoffen) toegevoegd om de kleine deeltjes te laten samenklitten (flocculatie).

Principe

Zeefbandpers

Een zeefbandpers is een continu proces. Het is een installatie waarbij de te ontwateren specie op een continue wijze tussen twee ronddraaiende oneindige poreuze filterbanden wordt geperst. De specie wordt door de banden meegevoerd terwijl de beschikbare ruimte tussen beide banden door middel van drukrollen steeds smaller wordt. Hierdoor wordt het poriënwater, doorheen de filterband, uit het slib geperst. Als de specie de drukzone gepasseerd is, wordt de ontwaterde specie van de zeefbanden geschraapt. Droge stofgehalten van 35% tot maximaal 50% zijn haalbaar (Zie Figuur 6).



Figuur 6: Zeebandpers

De volgende elementen en randvoorwaarden zijn belangrijk bij de keuze van de procesparameters:

- *Het gehalte aan organische stof (% o.s.)*
Dit is van groot belang (een hoog gehalte aan organische stof betekent dat de specie slecht ontwaterbaar is). Naast het gehalte aan organische stof is ook de vorm van de organische bestanddelen van belang. Komt de organische stof bijvoorbeeld voor in vezelvorm (i.p.v. zeer kleine deeltjes) dan is dit gunstig voor de ontwateringseigenschappen van de specie.
- *De korrelgrootteverdeling van de specie (granulometrie).* Hierbij is vooral de verdeling van de korrels tussen 0 en 63 μm van belang. Deze verdeling kan variëren tussen twee uitersten:
 - a. de deeltjes zijn evenwichtig verdeeld over het bereik 0-63 μm
 - b. het overgrote deel van de speciedeeltjes is kleiner dan 16 μm .
 In dit laatste geval (meer dan 60% < 16 μm) zijn de ontwateringseigenschappen aanzienlijk slechter omdat deze fractie moeilijk ontwatert en een relatief grote hoeveelheid toeslagstoffen (PE = polyelectrolieten en eventueel ijzerchloride) nodig heeft tijdens het proces. Dit vanwege het relatief groot reactieoppervlak.
De fractie tussen 16 en 63 μm heeft geen tot nauwelijks toeslagstoffen nodig voor een efficiënt ontwateringsproces.
- *Het zoutgehalte in de specie*
Waterbodems uit een zoute omgeving (zee, brak water) hebben slechtere ontwateringseigenschappen dan deze uit zoete omgeving. Dit komt door de slechte werking van de polyelectrolieten (PE) in een zoute omgeving.
- *De temperatuur*
De temperatuur beïnvloedt de viscositeit van de toegevoerde specie en daardoor ook de ontwateringseigenschappen. Voor de goede werking van poly-electrolieten (PE) is de temperatuur eveneens belangrijk. Hoe lager de temperatuur hoe minder efficiënt de poly-electrolieten zullen werken. In de winter kan de buiten opstelling van mobiele installaties zeer problematisch zijn.
- *De verontreinigingen*
Een specie, die verontreinigd is met grote hoeveelheden minerale olie, zal slechter ontwateren dan een vergelijkbare specie verontreinigd met zware metalen.

Bij het bepalen van het droge stofgehalte dat door een zeefbandfilterinstallatie kan gerealiseerd worden zijn de eerste twee factoren (organische stof en korrelgrootteverdeling) dominant. Daarnaast hebben ook de factoren PE-keuze en PE-dosering een invloed. Tenslotte zijn er ook een aantal ‘apparaatkaracteristieken’ die medebepalend zijn voor het uiteindelijk haalbare drogestofgehalte:

- configuratie en grootte van de verschillende rollen in de zeefbandpers;
- verblijftijd in de zeefbandpers;
- (werk)druk op de zeefbanden;
- karakteristieken van de zeefband (materiaal, doorlatendheid);
- reinigingsmechanisme van de zeefband.

Als nabehandeling is er enerzijds de afvoer van de ontwaterde specie die meestal van de band wordt afgeschraapt en daarna via een transportband wordt afgevoerd naar een tussentijdse bufferstock waar de specie gestapeld wordt voor verder vervoer.

Anderzijds is er de behandeling van het overtollige water waarvoor verwezen wordt naar hoofdstuk 4. Opgemerkt moet worden dat een deel van dit water kan hergebruikt worden voor de zeef- en homogenisatiefase in de voorbehandelingsstrap.

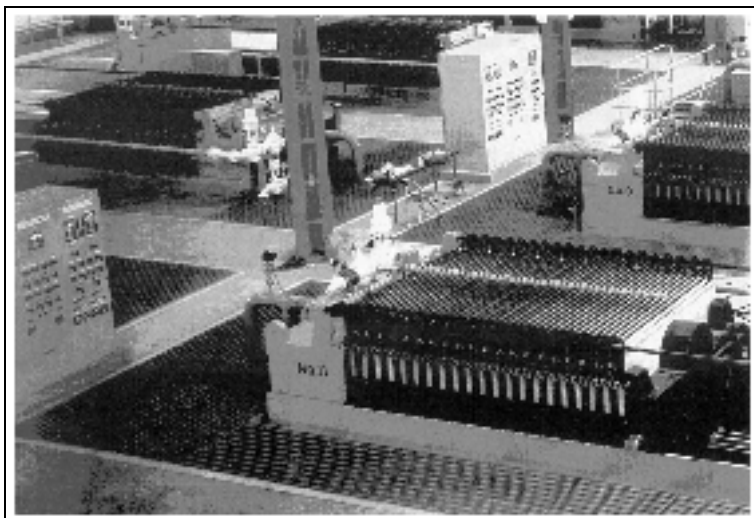
Kamerfilterpersen

Bij kamerfilterpersen wordt de ontwatering gerealiseerd door de specie onder druk (13-15 bar) in een gesloten ‘kamer’ te pompen. De kamers worden gevormd door tegen elkaar gelegen vierkante platen die met een druk van 300 bar tegen elkaar worden gedrukt (Figuur 7). De platen hebben langs de gehele omtrek aan beide zijden een verdikte wand, zodat twee platen tegen elkaar een kamer vormen. De diepte van de kamers kan variëren tussen 2 en 8 cm. Het aantal platen kan afhankelijk van de benodigde capaciteit 50 tot 150 bedragen. Een filterkamer is aan beide zijden voorzien van een filterdoek. De vaste deeltjes worden in de filterkamers afgezet en het afgescheiden filtraat wordt door het filterdoek in een gesloten systeem afgevoerd voor eventuele waterzuivering. De vaste stof wordt daarbij door een voor de kamerwand gespannen filterdoek tegengehouden. Na het persen worden de kamers geopend en valt het slib indien de ontwatering goed is verlopen vanzelf op een onderliggende transportband of vrachtwagen. Hiermee is één werkslag (batch of perscyclus) voltooid en kan er opnieuw specie worden ingebracht. Om de 10 tot 15 perscycli moeten de filterdoeken gereinigd worden door middel van een automatische hogedruk-sproei-installatie.

Een variatie op de kamerfilterpersen is de membraanfilterpersen. Hierbij is er tussen de filterplaat en het filterdoek een elastisch membraan aangebracht. Nadat de persen door drukpompen (max 6 bar) zijn gevuld kan het membraan (één per kamer) door middel van waterdruk (15 bar of hoger) worden opgespannen. Het kamervolume wordt hierdoor verkleind en de slibkoek wordt nageperst. Door deze techniek kan de perstijd gereduceerd worden tot de helft of minder en wordt een hoger en gelijkmatiger droge stofgehalte gerealiseerd.

De hoeveelheid specie die per werkslag door de pers wordt verwerkt hangt af van het vaste stofgehalte van de toegevoerde specie en van het beschikbare volume in de ‘kamer’. Het volume van de kamer varieert van 0,5 tot 2 m³. Bij een laag droge stofgehalte kan er veel specie per werkslag verwerkt worden. Bij een hoog droog stofgehalte daarentegen wordt de perstijd aanzienlijk gereduceerd.

Er kan een droge stofgehalte van 50 tot 70% gehaald worden.



Figuur 7: Kamerfilterpers (volautomatische membraan Lasta-pers (RWZ installatie Japan)

De volgende elementen en randvoorwaarden zijn belangrijk bij de keuze van de procesparameters:

- *Het gehalte aan organische stof (% o.s.)*
Dit is van groot belang voor de keuze van het flocculatiemiddel en de te doseren hoeveelheid. Een hoog gehalte aan organische stof betekent immers dat de specie moeilijk zal ontwateren. Naast het gehalte aan organische stof is ook de vorm van de organische bestanddelen van belang. Komt de organische stof bijvoorbeeld voor in vezelvorm (i.p.v. zeer kleine deeltjes) dan is dit gunstig voor de ontwatering van de specie.
- *De korrelgrootteverdeling van de specie (granulometrie)*
Hierbij is vooral de verdeling van de korrels tussen 0 en 63 μm van belang. Deze verdeling kan variëren tussen twee uitersten:
 - a. de deeltjes zijn evenwichtig verdeeld over het bereik 0-63 μm
 - b. meer dan 60% van de speciedeeltjes is kleiner dan 16 μm .
 In dit laatste geval (bvb. het havenslib van Antwerpen met 75% < 20 μm , waarvan 20% < 2 μm) zijn de ontwateringseigenschappen aanzienlijk ongunstiger zodat een relatief grotere hoeveelheid toeslagstoffen nodig is tijdens het proces. Dit vanwege het relatief groot reactieoppervlak. De fractie tussen 16 en 63 μm heeft geen tot nauwelijks toeslagstoffen nodig voor een efficiënt ontwateringsproces.
Bij de kamerfilterpersen kunnen andere toeslagstoffen dan poly-electrolieten gebruikt worden zoals bvb kalkmelk, cement of zelfs afvalproducten uit bvb de gipsindustrie (uiteraard op voorwaarde van het akkoord van OVAM).
- *De temperatuur*
De hydratatie van sommige flocculanten en de drukopbouw verhogen de temperatuur gevoelig. De temperatuur beïnvloedt de viscositeit van de toegevoerde specie en daardoor ook de ontwateringseigenschappen. Indien men gebruik maakt van mobiele installaties zal men de opslagplaats van de flocculanten en de leidingen van de doseerinstallatie in de winterperiode moeten beschermen tegen vorst.

– *De verontreinigingen*

Specie die verontreinigd is met grote hoeveelheden minerale olie zal slechter ontwateren dan vergelijkbare specie verontreinigd met zware metalen. Dergelijke specie wordt dan ook behandeld met speciale flocculanten (Porosil) en aangepaste filterdoeken.

Bij het bepalen van het droge stofgehalte dat door een traditionele kamerfilterpers kan bereikt worden zijn de eerste twee factoren (organische stof en korrelgrootteverdeling) dominant. Daarnaast hebben ook de keuze en de dosering van de toeslagstoffen een belangrijke invloed. Tenslotte is ook de ingezette apparatuur medebepalend voor het uiteindelijk haalbare droge stofgehalte:

- configuratie van de kamers;
- karakteristieken van de filterdoeken (materiaal, doorlatendheid);
- verblijftijd en werkdruk in de kamers;
- karakteristieken van de pompen (druk);
- type installatie: gewone kamerfilterpers, membraankamerfilterpers of een pers met verwarmde platen, ...

Als nabehandeling is er enerzijds de afvoer van de ontwaterde specie: manueel of volautomatisch waarbij de ontwaterde specie op een transportband of rechtsreeks in een vrachtwagen of container valt en zo wordt afgevoerd naar een eventuele tussentijdse bufferstock waar de specie gestapeld wordt voor verder vervoer, of waarbij de ontwaterde specie met een transportband rechtstreeks naar de stortplaats wordt gebracht.

Anderzijds is er de behandeling van het overtollige water waarvoor verwezen wordt naar paragraaf 4.1.3. Opgemerkt moet worden dat een deel van dit water kan hergebruikt worden voor de zeef- en homogenisatiefase in de voorbehandelingstrap, eventueel na zuivering.

Toepassingsgebied

De specie moet in vloeibare vorm toegevoerd worden voor een gelijkmatige en volledige vuling van de verschillende toestellen. Verder moet de specie zo homogeen mogelijk zijn qua samenstelling, druk en debiet dit om een gelijkmatig proces te realiseren en een eindproduct te produceren met voorspelbare en reproduceerbare karakteristieken. Een concentratie van de vaste stof van 10 tot 25% is aangewezen.

In principe zijn alle species (technisch) ontwaterbaar. Echter, bij sommige species (zeer hoog organische stof gehalte en/of nagenoeg uitsluitend materiaal < 16 µm of zelfs < 2 m) is mechanische ontwateren financieel niet meer haalbaar. De limieten hiervoor worden sterk beïnvloed door de kosten voor berging van de niet-ontwaterde specie. De toepassing van het ontwaterde materiaal bepaalt welke mechanische ontwateringstechniek het meest economisch is.

Voordeel van de mechanische ontwateringstechnieken ten opzichte van de natuurlijke ontwatering (lagunering) is een geringer ruimtebeslag. Ook wanneer een snelle ontwatering wenselijk is, is de inzet van een mechanische ontwateringstechniek haast noodzakelijk.

Zeefbandpers

Uit een Nederlandse inventarisatie blijkt dat meer dan 80% van de gebruikers van ontwateringsinstallaties (grondsanereringen, RWZ-installaties, etc.) een zeefbandpers gebruikt (alleen of in combinatie met andere ontwateringsapparatuur). In Nederland is de meeste ervaring opgedaan met zeefbandpersen. In België werden er reeds een ganse reeks proeven gerealiseerd met bandfilterpersen voor de ontwatering van bagger- of ruimingspecie. Deze proefprojecten zijn gespreid over Vlaanderen (Zeeschelde, Antwerpse haven, Laak, kanaal Brussel-Charleroi,...).

Het (relatief hoge) residuele watergehalte van door zeefbandfilterpersen ontwaterde specie beperkt de directe toepassingsmogelijkheden. Het kan in het algemeen wel zonder verdere behandeling voor onderwatertoepassingen worden gebruikt, zoals bijvoorbeeld afdichtingsklei. De ontwaterde specie bevat wel nog resten van de toegevoegde conditioneringmiddelen (vlok-middelen,...). De toevoeging van ijzer en calciumverbindingen als vlokkingsmiddelen heeft voor grondconstructies in het algemeen gunstige effecten, zoals grotere stevigheid en enigszins hogere resistentie tegen erosie.

De belangrijkste voordelen van een zeefbandpers zijn:

- grote bedrijfszekerheid;
- een continu proces;
- weinig arbeidsintensief;
- relatief hoge droge stofgehaltes (in vergelijking met niet-mechanische technieken);
- inzetbaar bij wisselende specie-typen;
- het filtraat (uitgeperst water) is van redelijke kwaliteit;
- het proces is visueel goed te volgen.

De belangrijkste nadelen van de zeefbandpers zijn:

- de productie sluit meestal niet aan op het baggerproces (buffering is nodig);
- het droge stofgehalte is relatief beperkt in vergelijking met sommige andere mechanische technieken (kamerfilterpersen);
- het kennisniveau van de operators moet relatief hoog zijn, zodat zij kunnen bijsturen bij wisselende specie-eigenschappen;
- de techniek is niet geschikt voor heel fijn en moeilijk te flocculeren slib (over het algemeen vallen de onderwaterbodems echter niet onder dit type);
- constante noodzaak aan spoelwater waardoor een zeer grote hydraulische belasting van de waterzuivering bestaat;
- maximaal droge stofgehalte van 50%;
- uit testen in het labo is gebleken dat de grondmechanische eigenschappen slechts aanvaardbaar zijn vanaf een droge stofgehalte van 60% wat met een zeefbandpers niet haalbaar is. In de praktijk wordt tijdens het storten van de ontwaterde specie, tussen de specie zandlagen aangelegd om drainage en stabiliteit te bevorderen.
- indien geopteerd wordt om de ontwaterde specie verder te behandelen in thermische processen moeten de slibkoeken eerst nog een bijkomend droogproces ondergaan (meestal tot 70 à 75% droge stof).

Ten opzichte van kamerfilterpersen scoren zeefbandpersen minder goed. Het energieverbruik, het verbruik aan conditioneringsmiddelen, de personeelskosten en de onderhoudskosten van zeefbandpersen zijn over het algemeen hoger dan die van kamerfilterpersen. De haalbare droge stofgehaltes, de capaciteit en de bedrijfszekerheid van zeefbandpersen zijn lager en het effluent heeft een minder goede kwaliteit.

Kamerfilterpers

Andere ontwateringsapparatuur, zoals bv. kamerfilterpers, werden in het verleden enkel gebruikt voor projecten waarbij specifieke eisen aan het product worden gesteld.

Naast laboratoriumproeven en prototypetesten zijn de volgende cases van gebruik van de kamerfilterpers gekend:

- Er werd een grootschalige proef uitgevoerd door het Gemeentelijk Havenbedrijf Antwerpen, waarbij werd nagegaan in hoeverre het onderhoudsbaggerslib uit de havendokken kan

verwerkt worden met dit type installatie en welk droge stofgehalte er kan bereikt worden tegen aanvaardbare kosten. Deze test werd gestart omdat de resultaten met een bandfiltertest geen volledige voldoening gaven en voor lagunering geen geschikte terreinen voorhanden zijn. De grootschalige proef gaf gunstige resultaten.

- In Hamburg (METHA-installatie voor de behandeling van havenslib) wordt reeds 10 jaar de ontwatering uitgevoerd met zowel zeefbandpersen als membraankamerfilterpersen. De geringere lawaaihinder en de propere werkomstandigheden blijken in Hamburg in het voordeel te spelen van kamerfilterpersen. Na ontwatering worden de slibkoeken verwerkt als waterdichte onder- en bovenafdeklagen in een slibheuvel. Er wordt jaarlijks ongeveer 400.000 tds bagger- en ruimingsspecie verwerkt.
- Er zijn verschillende mobiele kamerfilterpersen voorhanden in België en andere Europese landen. In België zijn onder andere twee projecten uitgevoerd (Ukkel en Waalse Gewest) waarbij bagger- en ruimingsspecie geperst werd met mobiele filterpersen geplaatst op een ponton.
- In de Cumberlandbaai (VS) werden acht mobiele kamerfilterpersen gebruikt om baggerslib te ontwateren. Op acht maand tijd werd 150.000 m³ sterk verontreinigd slib ontwaterd.

De kamerfilterpers is geschikt voor zowat alle specie-types en soorten slib (bvb. RWZI slib). Er kan een droge stof gehalte gerealiseerd worden van ongeveer 60 à 70% met traditionele kamerfilterpersen en tot 75% met membraankamerfilterpersen tegenover 45 tot 50% met zeefbandfilterpersen.

Hierdoor zijn de directe toepassingsmogelijkheden van de ontwaterde specie ruimer in vergelijking met de zeefbandfilterpersen. De ontwaterde specie kan meestal zonder verdere behandeling worden gebruikt ook voor toepassingen op het land. De ontwaterde specie bevat wel nog resten van eventueel toegevoegde conditioneringmiddelen (vlokmiddelen). De toevoeging van vlokkingsmiddelen zoals ijzer- en calciumverbindingen heeft voor grondconstructies in het algemeen gunstige effecten, zoals grotere stevigheid en enigszins hogere resistentie tegen erosie.

Kosten

Zeefbandpers

Algemeen kunnen de kosten opgedeeld worden in installatiekosten en productiekosten. In een POSW studie (Programma Ontwikkeling Saneringsprocessen Waterbodems, Nederland) over mechanische ontwatering, werd een kostenanalyse gemaakt voor een zeefbandpersinstallatie op basis van gegevens zoals die door gebruikers en leveranciers van een aantal operationele installaties werden verstrekt.

De kostprijzen werden bepaald op basis van de volgende uitgangspunten:

- een installatie met twee zeefbandpersen met ieder een bandbreedte van circa 2 m;
- ongeveer 2000 draaiuren/jaar (250 dagen 8 uur/dag);
- afschrijffperiode van de installatie: 5 jaar.

De belangrijkste factoren zijn de volgende:

- investeringskosten (rente en aflossing): 45 tot 60% van de totale kosten
- toeslagmiddelen (PE): 5 tot 10% van de totale kosten
- bediening en energie: 5 tot 10% van de totale kosten
- onderhoud: 10 tot 20% van de investeringskosten

Op deze basis kan de gemiddelde kostprijs voor normale onderwaterbodems geraamd worden op circa 22 €/tds met normale variaties tussen 15 € tot 40 €/tds. In extreme omstandigheden (met name bij zeer moeilijk te ontwateren species, zeer hoog organische stof gehalte en aanwezigheid van storende factoren) kan de kostprijs oplopen tot meer dan 50 à 100 €/tds.

De belangrijkste parameters bij de kostenraming zijn:

- De bezettingsgraad van de installatie. Indien installaties meer dan 2000 draaiuren maken (b.v. door volcontinu draaien) of juist minder ingezet kunnen worden (bvb door overdimensionering of bij mobiele installaties), zijn de investeringskosten per ton droge stof lager respectievelijk hoger.
- Het verbruik aan toetslagmiddelen varieert sterk afhankelijk van de speciekaracteristieken en heeft een belangrijke impact op de kostprijs.

De techniek vergt een vrij belangrijke installatiekosten en operationele kosten. Nochtans kan gesteld worden dat het voordeel dat alles op een beperkte oppervlakte kan gerealiseerd worden en er bijgevolg geen grote terreinen gehuurd moeten worden dikwijls opweegt tegen de hogere investerings- en operationele kosten.

De zuivere, directe kosten voor ontwatering met zeefbandpersen (in serie geschakelde gewone en hoge druk zeefbandpers) volgens het METHA-proces in Hamburg bedragen 4,16 €/tds (exclusief afschrijving, onderhoud).

Kamerfilterpersen

De kosten kunnen algemeen opgedeeld worden in installatie- en productiekosten. Gezien traditioneel vooral werd gekozen voor zeefbandfilterinstallaties zijn er nog maar weinig cijfers gekend betreffende de kosten van kamerfilterpersinstallaties. Wel werd er recent een belangrijk proefproject uitgevoerd in de haven van Antwerpen (AMORAS). Volgens gegevens van het gemeentelijk Havenbedrijf Antwerpen dient voor de ontwatering van 350.000 tds/jaar voor een complete installatie met kamerfilterpersen, zandafscheiding en waterzuivering een investeringsbedrag van 20 tot 30 miljoen € voorzien te worden. De jaarlijkse operationele kosten voor mechanische ontwatering met kamerfilterpersen, inclusief zandafscheiding, waterzuivering en automatisch transport tot aan de grens van het terrein, inclusief afschrijving van de installatie over 15 jaar wordt, afhankelijk van het project geschat op 15 tot 28 €/tds. Inbegrepen zijn de personeelskosten, onderhoud, chemicaliënverbruik, energieverbruik, waterzuivering en algemene kosten. De grondprijzen zijn niet opgenomen bij deze ramingen.

De kosten beperkt tot zuiver ontwatering met kamerfilterpersen volgens het METHA-proces bedragen 3,12 €/tds. Inclusief afschrijving kunnen de kosten 8 tot 10 €/tds worden geschat (exclusief lonen en onderhoud).

Uit de vergelijkende studie (AMORAS) bleek mechanische ontwatering goedkoper te zijn dan (intensieve) lagunering van hydraulisch opgespoten specie. In de studie werden volgende voordelen van mechanische ontwatering van baggerslib ten opzichte van lagunering aangehaald:

- de benodigde oppervlakte is veel lager, vaak slechts één tiende van lagunering;
- continue werking, niet weersafhankelijk;
- capaciteit is eenvoudig uitbreidbaar;
- voorafgaande reiniging en conditionering mogelijk en efficiëntere zandscheiding;
- stabiele kwaliteit van het eindproduct, waaier van hergebruiksmogelijkheden;
- zeer goede mechanische eigenschappen waardoor verwerking mogelijk is;
- automatisch transportsysteem.

De grotere oppervlaktebehoefte voor de laguneringsvelden kan als een groot nadeel beschouwd worden ten opzichte van mechanische ontwatering. De huur van de benodigde terreinen in het geval voor lagunering, zal een belangrijke invloed hebben op de kostprijs. Vaak zijn geschikte terreinen ook niet voorhanden.

Voor kleinere mechanische installaties (zeefbandpers, kamerfilterpers, centrifuge) kan verwacht worden dat de eenheidskosten hoger liggen, zeker als met mobiele installaties gewerkt wordt zodat verplaatsingskosten aangerekend moeten worden. De kostprijs kan tussen 15 en 40 €/tds geraamd worden (VITO, 2003).

Op middellange termijn kunnen optimalisaties van het proces gerealiseerd worden waardoor een kostendaling zal optreden.

De belangrijkste kostprijsfactoren zijn de volgende (VITO 2003):

- Investeringskosten (rente en aflossing): 30-40% van de totale kosten
- Toeslagmiddelen (kalkmelk, ijzerchloride): 0-30% van de totale kosten
- Bediening en energie: 10-20% van de totale kosten
- Onderhoud: 6-10% van de investeringskosten

Kamerfilterpersen zouden in tegenstelling tot zeefbandpersen zeer weinig onderhoud vragen, door hun robuustheid en doordat er minder bewegende delen zijn.

Belangrijke aandachtspunten bij de kostenraming zijn:

- de bezettingsgraad van de installatie. Indien installaties meer dan 2000 draaiuren maken (b.v. door volcontinu draaien) of juist minder ingezet kunnen worden (bvb door overdimensionering of bij mobiele installaties), zijn de investeringskosten per ton droge stof lager (met een factor 4,2 voor volcontinu draaien) respectievelijk hoger;
- het verbruik aan toeslagmiddelen varieert sterk afhankelijk van de speciekarakteristieken en heeft een belangrijke impact op de kostprijs, kalkmelk is goedkoper dan poly-electrolyet;
- membraankamerfilterpersen zijn in aankoop 20% tot 30% duurder dan een gewone kamerfilterpers, maar ze geven kortere perstijden, hogere droge stofgehalten en het droge stofgehalte van de filterkoeken is beter regelbaar;
- de bedenking/keuze of zandscheiding al dan niet nodig is.

Milieuaspecten

Energieverbruik

Het energieverbruik van mechanische filterinstallaties zit voornamelijk in de elektriciteit nodig voor de aandrijving van pompen en motoren. Het energieverbruik per ton droge stof specie is afhankelijk van het type apparaat en de capaciteit en de te behalen doorzet. Het energieverbruik kan geraamd worden tussen 36 en 90 MJ/tds en is afhankelijk van de speciekarakteristieken (granulometrie en organische stof gehalte). Voor kamerfilterpersen wijst laboratoriumonderzoek op een lager verbruik in vergelijking met bandfilterpersen. Op basis van de resultaten van de kamerfilterpersenproef van het Gemeentelijk Havenbedrijf Antwerpen en volgens de METHA-verantwoordelijke bedraagt het energieverbruik 15 tot 45 MJ/tds.

Verder moet het eindproduct vervoerd worden naar de eindbestemming. Ook hier geldt dat het energieverbruik evenredig is met de afstand. Lokaal hergebruik of berging is vanuit dit oogpunt een belangrijk criterium.

Waterverbruik

Ten behoeve van de toeslagstoffen wordt water verbruikt. In sommige gevallen dient de bagger- en ruimingsspecie te worden verdund met water voorafgaandelijk aan het ontwateringsproces om de toeslagstoffen te kunnen innemen.

Ten behoeve van het reinigen van de filterdoeken is eveneens water nodig.

Afvalstoffen

Na het proces blijft de grove fractie, afgescheiden tijdens de voorbehandeling over. Het volume van deze fractie is afhankelijk van het zandgehalte van de aangevoerde specie en van de projectomstandigheden en kan geraamd worden op 1 tot 5% van het totale volume. Indien de techniek toegepast wordt op verontreinigde specie moet nog steeds de ganse specie als restfractie gezien worden maar hier is het volume (50 tot 75%) en het gewicht van de afvalstof sterk verminderd in vergelijking met het waterhoudende slib.

Grondstoffen

Voor de mechanische filterinstallaties is de toevoeging van toeslagstoffen (voor bandfilterpersen zijn tot op heden polyelectrolieten (PE) noodzakelijk als toeslagstof) een belangrijke voorwaarde: afhankelijk van de karakteristieken van de te behandelen specie moet 1 tot 4 kg/ton droge stof toegevoegd worden. Polyelectrolieten dienen onder specifieke voorwaarden (inkui- ping) gestockeerd te worden. Bij kamerfilterpersen kan, afhankelijk van de karakteristieken van de te behandelen specie, soms zonder conditioneringsmiddelen gewerkt worden of kunnen dure poly-electrolieten vervangen worden door producten zoals kalkmelk en afvalproducten van de gipsindustrie. Deze alternatieve toeslagstoffen moeten evenwel in grotere hoeveelheden worden toegevoegd, tientallen kg's per tds.

In de METHA installatie in Hamburg wordt in totaal ongeveer 1,2 tot 1,3 kg poly-electroliet gebruikt per tds. Dit is ¼ minder dan nodig bij gebruik van hun zeefbandpersen.

Emissies

Emissies naar bodem en grondwater

Emissies naar de bodem kunnen plaatsvinden door contact van verontreinigde bagger- en ruimingsspecie of vrijkomend water met de bodem.

Emissies naar oppervlaktewater

Kwantiteit: In tegenstelling tot de lagunering, komt het water tijdens mechanische ontwatering op een andere manier vrij:

- Vooreerst komt het water met een eerder continu debiet (m^3/u) vrij, waarbij schommelingen op korte termijn (door niet werken 's nachts, weekends) en lange termijn (non-activiteit door onderhoud, geen aanvoer bagger- en ruimingsspecie) kunnen voorkomen. Enkel de korte termijnschommelingen zijn eenvoudig op te vangen naar continuïteit van een eventuele waterzuivering toe.
- Het water dat vrijkomt bij mechanische ontwatering is in hoofdzaak filtraatwater. Alle water dat uit het baggerslib verdwijnt dient effectief geloosd te worden. In tegenstelling tot lagunering wordt het debiet bij werking van de mechanische ontwatering niet beïnvloed door evaporatie of neerslag.

Kwaliteit: De verontreinigingen zijn voornamelijk gebonden aan de zwevende stofdeeltjes. Een zuivering van het effluent is meestal nodig alvorens te lozen.

In tegenstelling tot lagunen wordt bij mechanische ontwatering steeds een flocculant aangewend, dat het mogelijk maakt het slib voldoende snel te persen. Het soort flocculant kan de filtraatwaterkwaliteit sterk beïnvloeden:

- Organische flocculanten (poly-elektrolyten) hebben over het algemeen een verwaarloosbare invloed op de filtraatwaterkwaliteit. Helaas geven zij meestal een tragere ontwatering dan de anorganische flocculanten.
- Anorganische flocculanten (ijzertrichloride, aluminiumzouten, kalk,...) hebben een sterke invloed op het filtraatwater. Enerzijds brengen zij anionen in het water (chloride, sulfaten, hydroxyl), anderzijds kunnen zij interageren met bepaalde componenten in het slib waardoor andere polluenten worden gevormd of beter worden uitgelopen.

In onderstaande tabel wordt een overzicht gegeven van de analyseresultaten van het filtraatwater na ontzanding en mechanische ontwatering in een proefopstelling (AMORAS, 2005).

Tabel 11: Overzicht van de analyseresultaten van het filtraatwater na ontzanding en mechanische ontwatering in een proefopstelling (AMORAS, 2005)

Parameter	Eenheid	Filtraatwater
<i>Zware metalen</i>		
Arseen	µg/l	27
Cadmium	µg/l	< 0,8
Kwik	µg/l	0,58
Chroom	µg/l	<5
Koper	µg/l	16
Lood	µg/l	< 10
Nikkel	µg/l	<10
Zink	µg/l	15
Ijzer	µg/l	613
<i>Apolaire KWS</i>	µg/l	88
<i>EOX (AAC)</i>	mg Cl/l	< 0,005
<i>EOX (NEN)</i>	mg Cl/l	
<i>PAK's totaal</i>		
Naftaleen	µg/l	0,8
Acenafthyleen	µg/l	< 0,1
Acenaftheen	µg/l	0,1
Fluoreen	µg/l	0,2
Fenantreen	µg/l	0,3
Anthraceen	µg/l	< 0,1
Fluoranteen	µg/l	< 0,1
Pyreen	µg/l	< 0,1
Benzo(a)antraceen	µg/l	< 0,1
Chryseen	µg/l	< 0,1
Benzo(b)fluoranteen	µg/l	< 0,1
Benzo(k)fluoranteen	µg/l	< 0,1
Benzo(a)pyreen	µg/l	< 0,1

Tabel 11: Overzicht van de analyseresultaten van het filtraatwater na ontzanding en mechanische ontwatering in een proefopstelling (AMORAS, 2005) (vervolg)

Parameter	Eenheid	Filtraatwater
Benzo(g,h,i)peryleen	µg/l	< 0,1
Indeno(123-cd)pyreen	µg/l	< 0,1
BZV	mg O ₂ /l	9
CZV	mg O ₂ /l	204
Ammoniakale N	mg N/l	45
Nitraten	mg N/l	< 0,5
Totaal N	mg N/l	57
Zwevende delen	mg/l	25
Chlorides	mg Cl/l	3023
Sulfaten	mg SO ₄ /l	183
Hexavalent chroom	mg/l	< 0,05
Alkaliniteit tot pH 4,3	meg/l	4,68
Alkaliniteit tot pH 8,3	meg/l	3,99
Hardheid	°F	155
MAK's		
Benzeen	µg/l	1,0
Tolueen	µg/l	2,3
Ethylbenzeen	µg/l	0,5
m+p-xyleen	µg/l	1,0
o-xyleen	µg/l	5,9
Styreen	µg/l	<0,5
Hexaan	µg/l	n.a
Heptaan	µg/l	n.a
Octaan	µg/l	
Detergent	mg/l	
Anionactief	mg/l	< 0,1
Kationactief	mg/l	<0,5
Nonionisch	mg/l	0,9
TBT	µg/l	2,0

Emissies naar lucht

Bagger- en ruimingsspecie bevat geen hoge concentraties vluchtige stoffen en biologische afbraak van organisch materiaal tijdens het ontwateringsproces zal verwaarloosbaar zijn. De emissies naar de lucht zijn bijgevolg minimaal.

Hinderaspecten

De pompen en motoren van de ontwateringsapparatuur zijn specifieke geluidsbronnen. De ontwateringsapparatuur staat echter vaak overdekt opgesteld.

Geurhinder kan optreden bij sterk olie- of teerhoudende bagger- en ruimingsspecie. In het geval kalk als flocculant wordt gebruikt kan als gevolg van de pH verhoging ammoniak vrijkomen.

Ook bij de aanvoer van de specie naar de ontwateringsinstallatie kan wel enige geuremissie optreden. De emissie van geur komt voor bij een anaërobe, organische stofrijke bagger- en ruimingsspecie. In deze specie kan H_2S -vorming optreden. De geuremissie zal na het lossen snel afnemen.

De eventueel optredende geuremissie is beperkt tot de contouren van de installatie en geeft meestal geen aanleiding tot enige geurhinder in de omgeving.

3.2.2.3. *Geotube* (VITO maart 2003)

Met behulp van een geotube kan bagger- of ruimingsspecie ontwaterd worden. Van de (verontreinigde) specie kan een steekvast product gemaakt worden dat kan gebruikt worden in verdere toepassingen of dat geschikt is voor verdere verwerking. De geotube kan elk type specie (zandrijk of slibrijk) ontwateren. Oorspronkelijk werd de geotube ontwikkeld voor waterbouwkundige toepassingen waarbij de geotubes hydraulisch gevuld werden met zand om vervolgens als bouwelementen voor kernopbouw van dammen, dijken en bermen te kunnen dienen. Het gebruik van de geotube voor verontreinigde specie zal enkel in een ontwatering resulteren, de milieutechnische kwaliteit van de ontwaterde specie wijzigt niet.

Principe

Een geotube is een langgerekte zak van goed doorlatend geotextiel. De te ontwateren bagger- of ruimingsspecie wordt via een aantal vulopeningen rechtstreeks in de geotube gepompt. Het water ontsijpelt via het doorlatende geotextiel. Het geotextiel fungeert hierbij enerzijds als filterdoek (scheiding van water en sediment) en anderzijds als steundoek (bijeenhouden van de specie). De ontwatering kan versneld worden door het toedienen van een flocculant (poly-elektrolyt). De geotube wordt in een bekken gelegd voor opvang van het uitgeperste water.



Figuur 8: *Geotube*

De bagger- en ruimingsspecie wordt via pijpleidingen naar een aan de waterloop gelegen centraal werkterrein verpompt. Via een stelsel van verdeelleidingen wordt de natte specie na toediening van een geringe hoeveelheid flocculant (0,0025%) in de geotube gepompt. De vlokmiddelen hebben de eigenschap kleine deeltjes te laten samenklitten.

Als het slib voornamelijk uit fijn materiaal bestaat (silt, klei) dan wordt de fractie groter dan 74 μm eerst verwijderd alvorens het in de geotubes te pompen.

De volgende elementen en randvoorwaarden zijn belangrijk bij de keuze van de procesparameters:

- *Het gehalte aan organische stof (% o.s.)*
Dit is van groot belang (een hoog gehalte aan organische stof betekent dat de specie slecht ontwaterbaar is). Naast het gehalte aan organische stof is ook de vorm van de organische bestanddelen van belang. Komt de organische stof bijvoorbeeld voor in vezelvorm (i.p.v. zeer kleine deeltjes) dan is dit gunstig voor de ontwateringseigenschappen van de specie.
- *De korrelgrootteverdeling van de specie (granulometrie)*
Hierbij is vooral de verdeling van de korrels tussen 0 en 63 μm van belang. Deze verdeling kan variëren tussen twee uitersten:
 - a. de deeltjes zijn evenwichtig verdeeld over het bereik 0-63 μm
 - b. het overgrote deel van de speciedeeltjes is kleiner dan 16 μm .
 In dit laatste geval (meer dan 60% < 16 μm) zijn de ontwateringseigenschappen aanzienlijk slechter omdat deze fractie moeilijk ontwatert en een relatief grote hoeveelheid toeslagstoffen (PE = Poly-electrolyten) nodig heeft tijdens het proces. Dit vanwege het relatief groot reactieoppervlak.
De fractie tussen 16 en 63 μm heeft geen tot nauwelijks toeslagstoffen nodig voor een efficiënt ontwateringsproces.
- *Het zoutgehalte in de specie*
Waterbodems uit een zoute omgeving (zee, brak water) hebben slechtere ontwateringeigenschappen dan deze uit zoete omgeving. Dit komt door de slechte werking van de poly-electrolyten (PE) in een zoute omgeving.
- *De temperatuur*
De temperatuur beïnvloedt de viscositeit van de toegevoerde specie en daardoor ook de ontwateringeigenschappen.
- *De verontreinigingen*
Een specie, die verontreinigd is met grote hoeveelheden minerale olie, zal slechter ontwateren dan een vergelijkbare specie verontreinigd met zware metalen.

Bij het bepalen van het droge stofgehalte zijn de eerste twee factoren (organische stof en korrelgrootteverdeling) dominant.

De dimensionering van de geotube (lengte, diameter, sterkte en doorlaatbaarheid) voor de ontwatering van bagger- en ruimingsspecie is variabel en afhankelijk van de projectgrootte, het debiet en de samenstelling van de bagger- en ruimingsspecie. ‘Standaard’ geotubes zijn te verkrijgen in diameters van 1,5 tot 5,0 m en lengtes tot 100 m, eventueel voorzien van een speciaal sluitsysteem waardoor ze meerdere malen kunnen herbruikt worden.

Als nabehandeling is er enerzijds de afvoer van de ontwaterde specie. Anderzijds is er de behandeling van het uitgeperste water waarvoor verwezen wordt naar hoofdstuk 4 § 4.1.3. Het gereinigde water kan via retourleidingen terug in de waterloop geloosd worden.

Als het slib steekvast is, worden de geotubes geopend en geleegd met een hydraulische graafmachine. Indien de geotubes voorzien zijn van een herbruikbaar sluitsysteem kunnen ze meerdere malen worden herbruikt.

Toepassingsgebied

De geotube is technisch toepasbaar voor de ontwatering van elk type specie, er zijn echter geen full-scale praktijktoepassingen bekend.

Slibrijke specie zal trager ontwateren dan zandrijke specie. Door de doorlatendheid van de geotextiel te variëren kan de snelheid van het ontwateren gestuurd worden.

Voor het bereiken van een eindproduct met een aanvaardbare verontreinigingsgraad is het noodzakelijk dat de toegevoerde specie eveneens reeds voldoet aan de minimale milieueisen aangezien de bewerking zich enkel richt op het watergehalte en de steekvastheid van de specie. Het eindproduct is, mits voldoende zorg, te gebruiken als bodem of als niet vormgegeven bouwstof bijvoorbeeld in landschapsbouwprojecten (op voorwaarde dat de milieukarakteristieken van de toegevoerde specie aanvaardbaar zijn).

De voordelen van de geotubes zijn dat ze:

- goedkoper zijn dan de conventionele ontwateringstechnieken;
- energie- en milieuvriendelijk zijn;
- een grote verwerkingscapaciteit (geen stagnatie van het baggerproces) hebben;
- gemakkelijk te installeren zijn;
- robuust en bestand zijn tegen mechanische schade (lange levensverwachting) en herbruikbaar zijn.

Kosten

Op basis van de ervaringen in Nederland kunnen de ontwateringskosten met behulp van geotubes geraamd worden op 14 tot 17 €/tds, inclusief kosten voor terreininrichting, handling en materiaalkosten en exclusief waterzuivering. De kosten van deze ontwateringstechniek ten opzichte van de conventionele ontwateringstechnieken zijn lager omdat:

- geen voorbehandeling nodig is om grove delen uit de bagger- en ruimingsspecie te verwijderen;
- de ontwatering gebeurt sneller (op enkele dagen is de specie steekvast) dan bij lagunering;
- een grote verwerkingscapaciteit op korte tijd kan gerealiseerd worden (bij aanvoer van een baggerboot kan de bagger- en ruimingsspecie onmiddellijk in de geotube gepompt worden en moet een deel niet tijdelijk gestockeerd worden).
- het energieverbruik laag is.

Milieuaspecten

Energieverbruik

Het energieverbruik bij een geotube is laag en zit enkel in de elektriciteit nodig voor de aandrijving van de pomp(en) en de hydraulische kranen om de ontwaterde specie te verwijderen. Er zijn geen concrete gegevens beschikbaar over het energieverbruik. Vermoedelijk is het energieverbruik bij de toepassing van geotuben vergelijkbaar met het energieverbruik van (extensieve) lagunering (2-4 MJ/tds). Het energieverbruik ligt in ieder geval veel lager dan bij de mechanische ontwateringstechnieken.

Waterverbruik

geen

Afvalstoffen

Het doel van de geotube is het reduceren van het volume van de specie en indien mogelijk het nuttig hergebruik als niet vormgegeven bouwstof of als bodem bijvoorbeeld in landschapsbouwprojecten of in het geval van zeer zandige specie als bouwelement in dammen, dijken en bermen. Voor slibrijke specie is storten in het algemeen de meest reële optie.

Grondstoffen

Voor de geotube is de toevoeging van toeslagstoffen (poly-electrolyten (PE)) een belangrijke voorwaarde: de hoeveelheid is afhankelijk van de karakteristieken van de te behandelen specie (gemiddeld 0,0025%).

Emissies

Emissie naar bodem/grondwater

Enkel het vrijkomende water verdient aandacht. Zonder bodembescherming kan het uitgeperste water in de bodem of het grondwater infiltreren. De geotextiel zal de zwevende stoffen, waarmee de verontreinigingen hoofdzakelijk geassocieerd zijn, grotendeels tegenhouden. Door de relatief snelle en compacte ontwatering zal geen afbraak en uitloging optreden.

Emissie naar oppervlaktewater

Emissies naar het oppervlaktewater kunnen ontstaan door lozing van het vrijkomende water. De verontreinigingen zijn voornamelijk gebonden aan de zwevende stofdeeltjes in het effluent. Gezien het water door een geotextiel passeert, zal nog weinig zwevende stof in het effluent aanwezig zijn, in ieder geval minder dan bij de andere ontwateringstechnieken.

Emissie naar lucht

De emissie naar de lucht is minimaal. Er komt geen verstuiving voor aangezien de bagger- en ruimingsspecie nat wordt aangevoerd.

Hinderaspecten

Geluidshinder kan optreden tijdens de aan- en afvoer van de bagger- en ruimingsspecie. Geurhinder zal zelden optreden.

3.2.3. Zandafscheiding (VITO maart 2003)

3.2.3.1. Scheidingsbekkens

In een scheidings- of sedimentatiebekken wordt de ruimings- of bagger- en ruimingsspecie gescheiden in een grove en een fijne fractie en dit op basis van het verschil in natuurlijke bezinkingseigenschappen van beide fracties. In het algemeen hechten de verontreinigde elementen zich eerder aan de fijne fractie zodat het proces resulteert in een zuivere grove fractie en een verontreinigde fijne fractie.

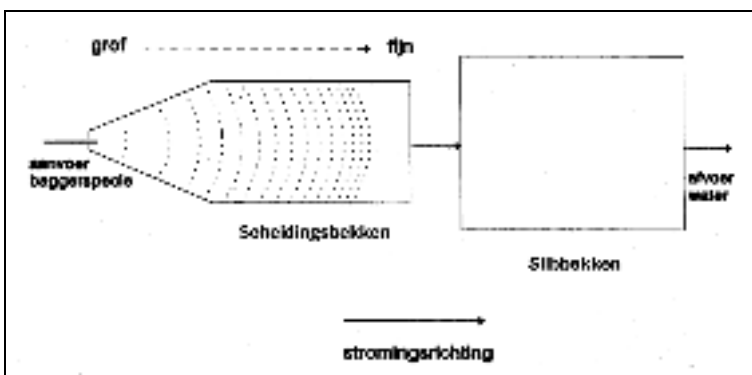
Principe

Een scheidingsbekken is een rechthoekig bekken dat onder een lichte helling wordt aangelegd en waar de bagger- of ruimingspecie als een vloeibaar mengsel wordt ingebracht langs één van de korte zijden. Door het uitwaaien van de stroming daalt de snelheid van het inkomende water-zand-slib-mengsel en zullen de verschillende speciedeeltjes selectief bezinken. Dicht bij de spuitmond zullen de grotere en/of zwaardere delen bezinken. Iets verder van de spuitmond zullen de fijnere delen bezinken. De fijnste en lichtste delen zullen het verst van de spuitmond getransporteerd worden en aan het einde van het scheidingsbekken via een overloop (overstort) naar een slibbekken afgevoerd worden. Hierdoor ontstaat een deeltjesgroottegradiënt in het bekken (brokken, stenen, afval → grof zand → fijn zand); het slib en het organisch materiaal worden afgevoerd naar het slibbekken. Door het selectief uitgraven van de verschillende delen van het scheidingsbekken kan een vrij ruwe scheiding volgens korrelgrootte gerealiseerd worden. In onderstaande figuren is dit schematisch weergegeven.

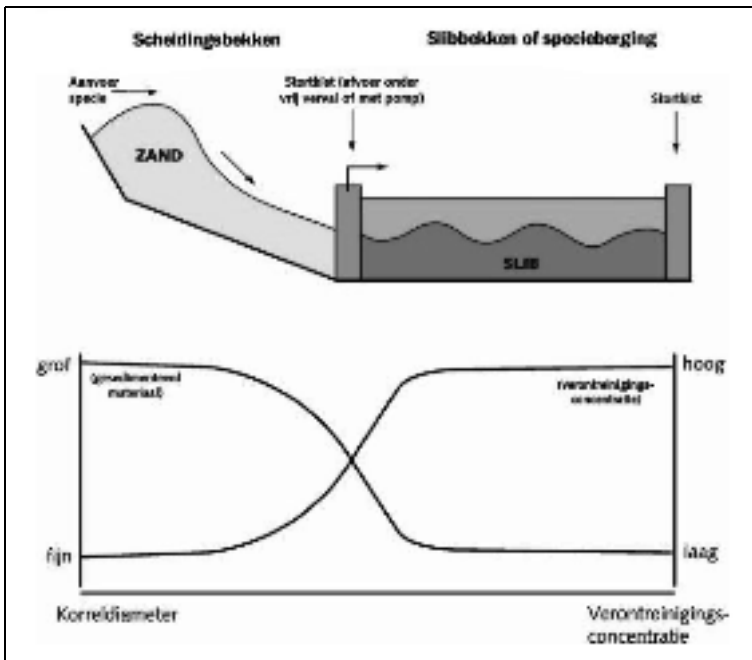
De deeltjes, die niet in het scheidingsbekken bezinken, worden via de overstort met het transportwater afgevoerd naar het slibbekken. Een overstort is een wal of een schot over (een deel van) de breedte van het scheidingsbekken. De aanwezige verontreinigende elementen zijn veelal gebonden aan de fractie die over de overstort loopt. In het slibbekken moet een bezinking gerealiseerd worden van de vaste deeltjes alvorens het transportwater kan geloosd of hergebruikt worden. Het slib blijft in het bekken en moet nadien een definitieve bestemming krijgen (hergebruik of storten).

In tegenstelling met de procestechnologische scheidingstechnieken is er bij de scheidingsbekkens geen sprake van een éénduidige scheidingsdiameter. De gemiddelde korrel diameter van de gesedimenteerde deeltjes neemt geleidelijk af met toenemende afstand tot de spuitmond. Er is sprake van een deeltjesgroottegradiënt in het scheidingsbekken.

Door een goede keuze van de plaats van de overstort in het bekken kan globaal bepaald worden in welke fracties de toegevoerde specie gescheiden wordt in het scheidingsbekken. De scheidingsgrens is echter niet erg scherp.



Figuur 9: Processchema scheidingsbekken



Figuur 10: Schematische voorstelling van een scheidingsbekken
(Bron: AKWA factsheet 99.011)

De aanvoer van de bagger- of ruimingsspecie kan op verschillende wijzen gebeuren (per pijpleiding, per schip of per vrachtwagen). Om te vermijden dat er viskeuze stromingen ontstaan die het selectief bezinkingsproces in het bekken kunnen hinderen, moet de specie met een droge stofgehalte $\leq 15\%$ opgespoten worden. Tevens moet de specie voor en tijdens het opspuiten voldoende wrijving ondervinden, om eventuele aggregaten van fijne delen en organische stoffen te desintegreren; dit kan bijvoorbeeld door middel van verpompen van de specie over een voldoende afstand.

Indien er ook grove elementen (afval) in de specie aanwezig zijn kan het noodzakelijk zijn om een voorafgaande zeving uit te voeren om een verontreiniging van het gesedimenteerde zand met grover afval te vermijden.

Het scheidingsbekken is de belangrijkste stap in het proces. De belangrijkste aandachtspunten voor het ontwerp van een efficiënt scheidingsbekken zijn in volgorde van belangrijkheid:

- de breedte van het scheidingsbekken;
- de lengte van het scheidingsbekken;
- de helling van het scheidingsbekken;
- de vorm van het scheidingsbekken.

De fijne fractie (= slib) die in het scheidingsbekken wordt afgescheiden, komt via de overloop, terecht in het slibbekken. Dit slibbekken werkt als een bezinkingsbekken waar het transportwater een voldoende kwaliteit verkrijgt zodat het kan geloosd of hergebruikt worden.

Het slibbekken moet zodanig gedimensioneerd worden (vorm en inhoud) dat de verblijftijd (inkomend debiet gedeeld door het watervolume in het bekken) voldoende is om het grootste

deel van de zwevende delen in het bekken te laten bezinken. Verder moet een voldoende lage stroomsnelheid (debiet gedeeld door de dwarsdoorsnede) in het bekken gerealiseerd worden zodat er geen resuspensie van het bezonken slib plaatsvindt. Het is van belang dat er zich geen dode hoeken in het slibbekken bevinden om het bezinkingsproces efficiënt te laten verlopen op een zo klein mogelijke oppervlakte.

Een slibbekken van 2 m diepte, 50 m breedte en 200 m lengte heeft een inhoud van 20.000 m³. Voor een inkomend debiet van 2 m³/s is de verblijftijd 10.000 s of 2,78 uur. De verblijftijd is afhankelijk van de slibkarakteristieken. Enkele uren is een minimum.

De dwarsdoorsnede van het bekken is 100 m². Bij een efficiëntie van 75% is de minimale stroomsnelheid 2,7 cm/s. De optimale waarde voor volledige bezinking is afhankelijk van de slibkarakteristieken maar moet in elk geval beneden 10 cm/s liggen.

Er kan een nabehandeling nodig zijn voor volgende materiaalstromen:

- De zandfractie moet ontwaterd worden: dit kan vrij eenvoudig gerealiseerd worden gezien de hoge doorlatendheid van zand.
- Bij een te hoog resterend slibgehalte in de zandfractie is een nascheiding/polishing nodig met behulp van hydrocyclonen of een opstroomklasseerder.
- De slibfractie moet ontwateren en consolideren alvorens ze een definitieve bestemming kan krijgen. Voor berging in een monostortplaats voor bagger- en ruimingsspecie is een steekvast materiaal vereist. Verdere ontwatering kan ofwel in een laguneringsbekken ofwel in een mechanische ontwateringsinstallatie.
- Tenslotte is het mogelijk dat ook het vrijkomende water (effluent) nog een nabehandeling nodig heeft (zie hoofdstuk 4 § 4.1.3)

Toepassingsgebied

De toepasbaarheid van een scheiding wordt bepaald door de karakteristieken van de bagger- of ruimingsspecie en door de eisen die aan het geproduceerde zand worden gesteld. In ieder geval moet er een afscheidbare zandfractie in de specie aanwezig zijn. Zowel zandrijke als matig zandige specie verontreinigd met organische polluenten, zware metalen of mengsels van beide komen in aanmerking.

De belangrijkste parameters die de toepasbaarheid van de scheidingsbekkens bepalen zijn:

- *Textuur van de bagger- en ruimingsspecie:* Indien de bagger- en ruimingsspecie een te hoog gehalte organische stof en/of fijne delen bezit (< 63 µm) dan is scheiding niet zinvol. Er moet minimaal 40 tot 50% van de bagger- en ruimingsspecie > 63 µm zijn om een scheidingsbekken met voldoende rendement te kunnen inzetten. Deze grens kan verschuiven als de kost voor definitieve berging van de verontreinigde restfractie wijzigt. De technische haalbaarheid hangt af van de korrelverdeling van de specie.
- *Verdeling van de verontreiniging over de verschillende fracties:* Indien de verontreinigingen niet geconcentreerd zijn op één fractie, dan is scheiding niet zinvol tenzij als voorbehandeling in een ruimer behandelingsproces. Normaal zijn de verontreinigingen geconcentreerd op de slibfractie (fijn materiaal en organische stof).
- De technische haalbaarheid hangt af van de korrelverdeling van de specie.
- De locatiekeuze wordt mede bepaald door de aan- en afvoerkosten.

Op dit ogenblik zijn er geen harde criteria voor het al dan niet toepassen van een scheidingsbekken. Wel kan er een goed beeld bekomen worden van de kwaliteit van het afgescheiden zand en dit op basis van een karakteriseringsproef in het laboratorium.

Indien de zandfractie niet aan de gewenste karakteristieken voldoet kan een nabehandeling uitgevoerd worden door scrubbing of hydrocyclonering.

Bij enkele grootschalige projecten in Duitsland (Hamburg), Nederland (de Slufter, Gemeente Rotterdam) en België (Antwerpen: Linkeroever) is gebleken dat met scheidingsbekkens grote hoeveelheden zand kunnen teruggewonnen worden.

Kosten

Kosten zijn nodig voor de aanleg, de exploitatie en de ontmanteling van het scheidingsbekken. Enkel de proceskosten worden hier besproken, niet de kosten voor transport en eventuele voor- of nabehandelingen van de verschillende fracties.

Parameters voor investerings- en ontmantelingskosten:

- De kosten tijdens de aanlegfase zijn vooral afhankelijk van de omvang van de bekken, het grondwerk dat verricht moet worden, de gewenste randvoorzieningen (bodembeschermende maatregelen, zie verder) en locatiespecifieke werkzaamheden. De kosten voor grondwerk en de eventuele isolatiekosten vormen hierin naar verwachting de belangrijkste elementen.
- De hoeveelheid bagger- of ruimingsspecie die per tijdseenheid in een scheidingsbekken wordt behandeld, is de belangrijkste bepalende factor voor het dimensioneren van de bekken. Een grotere hoeveelheid vereist een groter bekken (en bijgevolg hogere investeringen).
- Indien de toevoer van een zelfde volume specie over een langere periode wordt gespreid dan is het gebruik van een kleiner bekken mogelijk. Dit reduceert de kosten voor de aanleg van de bekken.
- Het toepassen van één centraal scheidingsbekken voor verschillende ruimings- of baggerprojecten kan, wat betreft kosten, voordeliger zijn dan het gebruik van meerdere kleine bekken die gesitueerd zijn in de directe omgeving van de ruimings- of baggerwerken. Een gedetailleerde kostenvergelijking is nodig die rekening houdt met de transportkosten en de eventuele tussenopslagkosten.
- De kosten voor het eventuele aanbrengen van een folie (35 à 40 €/m²) of een kleiafdekking als afscherming tussen de bekken en de onderliggende bodemlagen kunnen een belangrijk onderdeel zijn van de aanlegkosten (circa 25%-30%). De noodzaak hiertoe hangt af van de karakteristieken van de onderwaterbodem en van de ondergrond op de locatie.
- De kost voor de aanleg van dijken rond het scheidingsbekken kan worden gereduceerd door de initiële hoogte van de dijken te beperken en daarna gebruik te maken van het zand dat “geproduceerd” wordt in het scheidingsbekken om de dijken verder te verhogen.

Parameters voor exploitatiekosten:

- Tijdens de exploitatie zijn personeels- en materieelkosten nodig voor toezicht en sturing van het opspuiten en voor het beheer van de site. Deze kosten nemen niet evenredig toe met de hoeveelheid bagger- en ruimingsspecie die wordt verwerkt.
- De exploitatiekosten dalen bij een hoger zandgehalte van de toegevoerde specie omdat het zand kan verkocht worden en de restfractie kleiner wordt met minder stortkosten.
- Als het scheidingsbekken tijdens de inactieve periodes wordt gebruikt voor de (tijdelijke) opslag en/of ontwatering van de bagger- en ruimingsspecie dan kunnen de vaste operationele kosten gedeeld worden

Raming van de kost

De kostprijs van een scheidingsbekken is sterk afhankelijk van de lokale omstandigheden en de projectspecifieke randvoorwaarden (zandgehalte, lokale slibbehandeling of niet, grondprijs,...). De variatie kan bijgevolg groot zijn. De kosten voor een eerste inrichting en exploitatiecyclus van een scheidingsbekken liggen in het algemeen tussen 5 en 10 €/tds. Voor een continue exploitatie van een bestaand scheidingsbekken op langere termijn kan 2 tot 3 €/tds geraamd worden. Beide eenheidskosten gelden voor species met een zandgehalte groter dan 50%. Bij een afnemend zandgehalte nemen de kosten snel toe omdat er lagere inkomsten zijn uit de zandverkoop en hogere stort- en/of verwerkingskosten voor de restfractie.

In Tabel 12 wordt een gemiddelde kostenopbouw en verdeling van de vaste en variabele kosten weergegeven.

Tabel 12: Globale opbouw van de kosten (*Handboek bodemsaneringstechnieken, 1999*)

Kostenpost	Relatief aandeel	Vast/variabel
Financiële lasten	55%	Vast
Onderhoud	15%	Variabel
Personeel	13%	Variabel
Energie	5%	Variabel
Hulpstoffen	1%	Variabel
Afzet residu	PM ^a	Variabel
Opslag en logistiek	11%	Vast
Totaal	100%	Maximaal 66% vast en 34% variabel

a. Afhankelijk van o.a. de hoeveelheid te storten fijne fractie kan dit meer dan 15% van de totale kosten bedragen.

Voor het grootschalig zandafscheidingsproject van AWZ te Sint Joris-Beernem bedroegen de aanlegkosten voor de zes scheidings- en twee slibbekkens 3 €/m³, de kostprijs voor het (tijdelijk) bergen van de gebaggerde specie in die bekkens bedraagt 1,2 €/m³ in situ. Voor het definitief bergen van de specie (afvoer buiten het terrein voor nuttig hergebruik), werd 2,2 €/m³ betaald (m³ gemeten in de bekkens).

Milieuaspecten

Energieverbruik

Wat betreft het energieverbruik is er voor de scheiding zelf geen extra energie nodig met uitzondering van de mechanische tuigen (bulldozer, hydraulische kraan...) die nodig zijn voor het sturen van de sedimentatie in het bekken en het uitgraven van de zandspecie; de energiebehoefte wordt geraamd op 13 MJ/tds.

Waterverbruik

Geen

Afvalstoffen

De hoeveelheid restproducten (slibfractie) wordt geraamd op 10 tot 50% van de toegevoerde specie en dit afhankelijk van de korrelverdeling van de toegevoerde specie en van de scheidings-efficiëntie van de installatie. Het volume van de afvalproducten zal verminderen maar de

restfractie zal een slechtere kwaliteit hebben dan de toegevoerde specie en dit ten gevolge van de concentratie van de verontreinigingen in deze fractie. Als gevolg van de onttrekking van het zand uit de bagger- en ruimingsspecie zal de reststroom echter minder sterk consolideren, zodat de volumebesparing door zandscheiding niet recht evenredig is met de massa van het onttrokken zand. Hoeveel volumebesparing mogelijk is, hangt vooral af van het zandpercentage van zowel residu als ongescheiden specie.

Het afgescheiden zand vindt slechts beperkte afzetmogelijkheden.

Grondstoffen

Gezien het hier om een eenvoudige fractiescheiding gaat zijn geen toeslagstoffen nodig tijdens het toepassen van de techniek. In sommige gevallen kan een flocculatiemiddel gebruikt worden om de bezinking in het slibbekken te bevorderen.

Emissies

Emissie naar bodem/grondwater

Eventuele emissie van percolatiewater naar bodem/grondwater is mogelijk indien geen bodem-bescherming (klei of folie) toegepast wordt. Aangezien de verontreinigde fractie in het slibbekken terecht komt zal vooral hier rekening moeten gehouden worden met insijpeling naar de bodem en het grondwater.

Emissie naar oppervlaktewater

Emissies naar het oppervlaktewater kunnen ontstaan door lozing van het effluent vanuit het slibbekken of door lozing van water dat vrijkomt bij de ontwatering van de zand- en slibfractie. De verontreinigingen zijn voornamelijk gebonden aan de zwevende stofdeeltjes in het effluent, met uitzondering van stikstof.

Emissie naar lucht

De emissie naar lucht is minimaal. Verspreiding van stof of aerosolen tijdens het opspuiten wordt niet verwacht. Indien het scheidingsbekken langere tijd droog ligt kan als gevolg van uitdroging plaatselijk verstuiving van fijn zand optreden. Uitgedroogd slib (in het slibbekken) zal niet verstuiven.

Hinderaspecten

Geur

Geurhinder zal zelden optreden. Bij aanvoer van sterk gereduceerd baggerslib kunnen geurstoffen (voornamelijk H_2S en NH_3) vrijkomen bij het opspuiten van de bagger- en ruimingsspecie. In de meeste gevallen is de bagger- en ruimingsspecie reeds in contact gekomen met zuurstof tijdens het baggeren of het transporteren. De kans op geurhinder ter hoogte van het scheidingsbekken is hierdoor zeer klein.

Indien vluchtige verontreinigingen in hoge concentraties in de bagger- en ruimingsspecie aanwezig zijn, is er kans op geurhinder. In 'normaal' verontreinigde specie zullen geen hoge concentraties aan vluchtige stoffen aangetroffen worden. Het risico op geurhinder is het grootst indien hoge concentraties minerale olie en PAK's in de bagger- en ruimingsspecie worden aangetroffen.

Geluid

Vrachtwagens, schepen, pompen en eventueel noodzakelijke randapparatuur zijn specifieke geluidsbronnen. Voor de berekening van de geluidsbelasting is de bronsterkte en de plaats en frequentie waarmee het materiaal wordt ingezet van belang.

3.2.3.2. Mechanisch scheiden

In een hydrocycloon wordt de ruimings- of bagger- en ruimingsspecie gescheiden in een grove en een fijne fractie en dit op basis van deeltjesgrootte en dichtheid. De verontreinigingen zijn meestal aan de slibdeeltjes gebonden, terwijl het zand doorgaans relatief schoon is. Door zand en slib van elkaar te scheiden bekomt men een herbruikbare zandfractie en een slibfractie, die alsnog gestort of verwerkt moet worden.

Principe

Een hydrocycloon is een conische cilinder die naar onderen toe taps vernauwt. De cilinder is bovenaan uitgerust met een tangentiële “ingang” voor de toevoer van de te scheiden specie. Verder is de cilinder voorzien van een afvoeropening aan de bovenzijde (bovenloop) en een afvoeropening aan het conische uiteinde (onderloop).

Het invoermateriaal voor de hydrocycloon wordt eerst ontdaan van de zogenaamde grof-vuifracctie, door de specie intensief te “wassen” en te zeven.

In de hydrocyclonen wordt de met water verdunde bagger- of ruimingsspecie via de tangentiële toevoer in de cycloon gepompt. Door de gecombineerde invloed van de tangentiële stroming in de cilinder en de drukgradiënt ontstaat er tegen de buitenwand van de cilinder een dalende spiraalvormige stroom. Door de middelpuntvliedende kracht bewegen de zwaardere (grovere) deeltjes zich naar de buitenwand van de cycloon waar ze in de spiraalvormige stroming worden opgenomen en naar onderen zakken. De lichtere (fijnere) deeltjes blijven zweven en komen in het centrale deel van de cilinder terecht en bewegen volgens een vortex beweging richting bovenloop waar ze kunnen afgepompt worden.

De grovere deeltjes verlaten de hydrocycloon via de onderloop en de fijne deeltjes worden samen met het grootste deel van het proceswater via de centrale bovenloop afgevoerd.

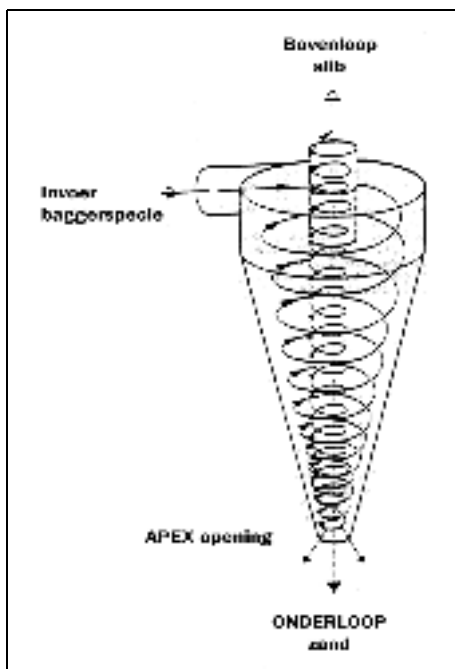
Karakteristiek voor een hydrocycloon is zijn scheidingsdiameter (D_{50}). Deze wordt gedefinieerd als de korreldiameter van de deeltjes die voor 50% in de bovenloop en voor 50% in de onderloop terechtkomen. Door een correcte keuze van de dimensies, de vorm, het debiet en de druk bij de toevoer en aan de onderloop kan in principe de korreldiameter geselecteerd worden waarop de toegevoerde specie gescheiden wordt. De minimale scheidingsdiameter van een cycloon is ca. 10 μm .

Bij scheiding met behulp van hydrocyclonen wordt steeds een (beperkt) deel van de fijne, mogelijk verontreinigde deeltjes met de grove fractie via de onderloop afgevoerd en een deel van de grove deeltjes met de fijne fractie via de bovenloop. Dit verschijnsel noemt men “misplacement” en dit fenomeen wordt uitgedrukt als een percentage van de toegevoerde droge stof. Een misplacement van 5 tot 10% is haalbaar voor een ééntrapsproces.

Het resultaat van de scheiding kan ook uitgedrukt worden in het scheidingsrendement. Het scheidingsrendement wordt gedefinieerd als:

$$\frac{\text{massa } 63\text{-}2000\mu\text{m in het nuttig toepasbare deel}}{\text{massa } 63\text{-}2000\mu\text{m in het ingangsmateriaal}} * 100\%$$

Het scheidingsrendement bij een scheidingsinstallatie is afhankelijk van de te scheiden specie. Voor zeer zandige specie bedraagt het rendement ongeveer 90-95%. Voor matig zandige specie zijn aanvullende maatregelen nodig om eerder genoemde rendementen te halen. Deze maatregelen kunnen bijvoorbeeld bestaan uit een aanvullende scheidingsstap na de hydrocyclonage, of uit het toepassen van een hoger scheidingspunt of door de capaciteit van de installatie te verlagen. Dit leidt evenwel tot een stijging van de kosten voor de scheiding.



Figuur 11: Schematisch overzicht werking hydrocycloon
(Van 't Hoff en van Vechgel, 1994)

De aanvoer van de bagger- of ruimingspecie moet hydraulisch gebeuren met een droge stof gehalte van 15 tot 25% om een goede werking van de hydrocycloon te bekomen. Voor bagger- en ruimingspecie is soms een voorafgaande verdunning noodzakelijk en veelal ook een homogenisering om een constante toevoer naar de hydrocycloon te realiseren.

Verder moet er vermeden worden dat grove deeltjes in de hydrocycloon terechtkomen. Hiervoor wordt steeds een voorafgaande zeving toegepast.

Tenslotte is het voor een goed scheidingsproces noodzakelijk dat de samenhang tussen verschillende deeltjes wordt verbroken (desaggregatie) alvorens de specie in de cycloon te brengen. Meestal wordt dit effect reeds bereikt door het zeven en verpompen van de specie. Soms dienen specifieke technieken te worden toegepast zoals: was- en schuurtrommels, mengvaten of hoge druk waterstralen.

De hydrocyclonen vormen het essentiële onderdeel van het proces. De volgende parameters en randvoorwaarden zijn belangrijk bij de keuze van de procesparameters:

- De afmetingen van de hydrocycloon:

De scheidingsdiameter van hydrocyclonen kan variëren van 10 tot 250 μm . Een hydrocy-

cloon met een kleine scheidingsdiameter is zeer klein (tot enkele cm), terwijl een hydrocycloon met een D_{50} van 150 μm meer dan een meter hoog kan zijn. In de huidige praktijk van het scheiden van verontreinigde bagger- en ruimingsspecie wordt het scheidingspunt frequent op 63 μm gekozen (korrelgrootte zand: 63 μm tot 2 mm).

- De toevoer van het mengsel:
 - Voor het bereiken van een effectieve scheiding met hydrocyclonen gaat men in de praktijk bij voorkeur uit van een zandgehalte van minimaal 40 tot 50%. Voor een economisch proces wordt, bij minder verontreinigde specie, zelfs uitgegaan van 60 tot 70% zandgehalte. Bij een verontreinigde specie kan hiervan afgeweken worden op basis van een economische vergelijking van de volumereductie en de transport- en storkosten.
 - Een hydrocycloon kan mengsels verwerken met een droge stof gehalte van maximaal 25%. In de praktijk wordt gekozen voor een droge stof gehalte tussen 15 en 20% omdat de scheidingsefficiëntie verbetert bij een lagere concentratie van het toegevoerde mengsel.
 - Voor een optimaal scheidingsproces moet de toevoer zo constant mogelijk gebeuren en dit zowel op het vlak van het debiet, de concentratie, de druk en de samenstelling. Tijdens het bagger- en ruimingsproces fluctueren deze parameters vrij sterk. Daarom is het bijna altijd nodig om een buffer te creëren vóór de hydrocycloon waarin het mengsel gehomogeniseerd (en eventueel verdund) wordt en van waaruit de toevoer naar de hydrocycloon nauwkeurig gestuurd kan worden.

Er kan een nabehandeling nodig zijn voor volgende materiaalstromen:

- De zandfractie moet verder ontwaterd worden; dit kan vrij eenvoudig gerealiseerd worden gezien de hoge doorlatendheid van zand.
- Bij een te hoog resterend slibgehalte in de zandfractie is een nascheiding/polishing mogelijk met behulp van een tweede reeks hydrocyclonen of een opstroomklasseerder.
- De slibfractie moet ontwateren en consolideren alvorens ze een definitieve bestemming kan krijgen. Voor berging in een categorie I stort is een steekvast materiaal vereist. Verdere ontwatering kan enerzijds in een laguneringsbekken en anderzijds in een mechanische ontwateringinstallatie.
- Tenslotte is het mogelijk dat ook het vrijkomende water (effluent) nog een nabehandeling nodig heeft; veelal volstaat een zandfiltratie eventueel gecombineerd met een flocculatiestap. Een deel van dit effluent kan hergebruikt worden als proceswater.

Sommige studies vermelden reinigingsrendementen van 90% voor het afgescheiden zand ten opzichte van de oorspronkelijke verontreinigde bagger- en ruimingsspecie (o.a. Metha III installatie in Hamburg (PIANC Vol. II)).

In andere studies ligt het reinigingsrendement beduidend lager. In de haven van Elburg in Nederland lag het reinigingsrendement van deze techniek voor minerale olie en PAK tussen 60 en 80% en voor de meeste zware metalen tussen 30 en 60% (Van der Meulen, 1996; PIANC, Vol II).

Het zand dat de installatie verlaat kan echter nog zware metalen bevatten. Uit sequentiële extractie is gebleken dat de zware metalen in het zand vaak gebonden zijn aan ijzer(hydroxyden), carbonaten en deels aan de fractie $< 63 \mu\text{m}$. Door de instelling van de separatoren te wijzigen kan de fractie $< 63 \mu\text{m}$ met een hoger rendement worden verwijderd, waardoor het gehalte aan zware metalen in de schone zandfractie verder kan worden gereduceerd.

Toepassingsgebied

De eerste vereiste voor de toepassing van een scheidingsproces is dat de toegevoerde specie voldoende gevarieerde karakteristieken heeft zodat er een onderscheid tussen twee (of meer) fracties kan gemaakt worden. In de praktijk betekent dit dat er een voldoende breed spectrum in het korreldiagramma aanwezig moet zijn.

In de praktijk streeft men er naar om het volume van het residuele product, dat doorgaans dient gestort te worden te reduceren. Om deze doelstelling te realiseren, is het nodig dat in de aangevoerde specie een voldoende groot percentage zand aanwezig is dat kan afgescheiden worden. De minimale grootteorde van de zandfractie in de toevoerstroom (40 tot 50%) wordt bepaald op basis van kostenoverwegingen (transport en berging van de restfracties).

Technisch is scheiding mogelijk voor elke toegevoerde specie (voor om het even welke korrelverdeling), maar men dient hierbij toch enig voorbehoud te maken:

- Indien de bagger- en ruimingsspecie weinig zand bevat, zal ook een deel van de fijne deeltjes met het water via de onderloop afgevoerd worden. Daardoor zal de onderloop relatief veel fijn materiaal bevatten zodat een minder scherpe scheiding tot stand zal komen;
- Voor een verontreinigde toevoerspecie zal, bij een gering zandgehalte, de kans klein zijn dat er een voldoende reductie van het gehalte aan verontreinigingen in de zwaardere, grovere fractie bereikt wordt.

Er moet opgemerkt worden dat een hydrocycloon de toevoerstroom scheidt op basis van de massa. Voorwaarde voor de productie van een zuiver deelvolume uit de ruimings- of bagger- en ruimingsspecie is dat de verontreinigingen gebonden zijn aan één bepaalde fractie (meestal de lichte fractie die via de bovenloop de hydrocycloon verlaat). Voor enkele van de meest voorkomende verontreinigingen kan het effect van de scheiding als volgt worden geschetst:

- Zware metalen zijn doorgaans gebonden aan de fijne deeltjes zodat ze in de bovenloop terechtkomen. Af en toe kan het gebeuren dat de metalen die niet gebonden zijn in de onderloop terechtkomen.
- PAK's zijn meestal gebonden aan de organische fractie en komen eveneens terecht in de bovenloop. Soms komen de PAK's voor als grotere deeltjes (bvb teerballetjes, kooldeeltjes,...), hebben ze een grotere massa en komen zij deels via de benedenloop in de zandfractie terecht.
- PCB's zijn doorgaans aan de organische fractie gehecht en worden via de bovenloop afgescheiden.
- Organisch materiaal wordt hoofdzakelijk via de bovenloop afgevoerd. Doordat verontreinigingen (bijv. PAK's, PCB's, enz) dikwijls aan de organische fractie zijn gebonden, is het voorkomen van organisch materiaal in de onderwaterbodem in de meeste gevallen gunstig voor het scheidingsresultaat van de hydrocycloon.

Algemene beschouwingen:

- Een voldoende grote fractie zand is nodig voor de economische inzetbaarheid.
- Er moet minstens één fractie nuttig herbruikbaar zijn.
- Bij verontreinigde specie is scheiding slechts nuttig als de verontreinigingen aan één fractie gebonden zijn.
- De technische haalbaarheid hangt af van de korrelverdeling van de specie.
- De locatiekeuze wordt mede bepaald door de aan- en afvoerkosten.

Het is mogelijk om in twee fasen en op twee verschillende diameters te scheiden zodat de specie in 3 fracties wordt verdeeld.

De locatie van de installatie t.o.v. de ruimings- of baggersite is minder kritisch gezien er meestal toch met een bufferbekken in de omgeving van de installatie moet gewerkt worden; dit om de constante karakteristieken van de specieaanvoer te realiseren.

Gezien de vrij beperkte omvang van een hydrocycloon is het mogelijk om een mobiele installatie te bouwen zodat er flexibel kan ingespeeld worden op het specieaanbod.

Voor het grondrecyclagecentrum van De Bree Cleaning zijn in de vergunning ook nog de volgende aanvaardingscriteria opgenomen:

- extraheerbare koolwaterstoffen: 2% op droge stof basis
- totaal oplosmiddelen: 1% op droge stof basis
- totaal EOX: 1000 mg/kg

Watco Ecotechniek hanteert als intake criteria minimum 60% zand en maximum 10.000 ppm minerale oliën.

Kosten

Installatiekosten: Voor de bouw van de MEHTA III installatie in Hamburg was ongeveer 70 miljoen € nodig (137 miljoen DM). Deze installatie werd officieel in gebruik genomen in maart 1993 en heeft een capaciteit van 1.000.000 m³/jaar, er werken ongeveer 100 mensen.

Proceskosten: In deze bespreking worden alleen de proceskosten in aanmerking genomen zonder rekening te houden met de aan- en afvoerkosten voor de ruimings- of bagger- en ruimings-specie. De kosten voor nat scheiden van bagger- en ruimingsspecie zijn vergelijkbaar met die voor grond. Kostenbepalend verschil is met name de ontwatering van de afgescheiden fijne fractie, die qua massa en volume vaak groter zal zijn dan bij behandeling van grond.

De voornaamste parameters voor bepaling van de proceskosten zijn de volgende:

- de hoeveelheid te behandelen specie is de voornaamste factor voor het dimensioneren van de installatie;
- een spreiding van hetzelfde volume over een langere periode kan met een kleinere installatie en dus met een kleinere investering;
- gezien de relatief hoge investeringskost (in vergelijking met een scheidingsbekken) is het aantrekkelijker om met een centrale installatie te werken die verscheidene ruimings- en baggerprojecten tegelijkertijd (of sequentieel) verwerkt;
- tijdens de exploitatie is het onderhoud van groter belang dan voor scheidingsbekkens;
- voor exploitatie en sturing wordt de personeelsinzet bijna niet beïnvloed door de capaciteit;
- de kosten voor isolatie (in geval van verontreinigde specie) is beperkt in vergelijking met scheidingsbekkens. Dit vanwege de eerder beperkte oppervlakte van de installatie.

De kostenopbouw is als volgt (VITO 2003):

- | | |
|---|--------|
| – kapitaalslasten: | 20-40% |
| – vaste operationele kosten (personeel, onderhoud, etc.): | 40-55% |
| – variabele operationele kosten (energie, chemicaliën, etc.): | 15-35% |

Uit onderstaande Tabel 13 is het duidelijk dat de gerapporteerde kosten voor hydroclooninstallaties ver uit elkaar liggen. Dit is deels te verklaren door het feit dat vaak de ontwateringskosten voor de afgescheiden fijne fractie mee opgenomen zijn in de kosten en soms ook de storkosten. Vaak is niet duidelijk wat exact in de verwerkingskosten is opgenomen. De Nederlandse cijfers hebben enkel betrekking op de verwerking met hydrocyclonen en liggen tussen 5 en 30 €/tds. Door de Vlaamse verwerkers zijn veel hogere verwerkingskosten opgegeven (zie onderstaande Tabel 13). Deze kosten zijn echter totale kosten voor de volledige verwerking, dus niet enkel

voor zandafscheiding maar ook voor ontwatering, transport en storten van de fijne restfractie. Hiervoor worden verwerkingskosten van 30 tot 100 €/tds opgegeven.

Tabel 13: Verwerkingskosten met hydrocycloon-installatie (VITO 2003)

Bron:	Kosten	Opmerkingen
Ringeling, 2002 (cursus Technotrans)	7-9 €/tds	Bekkengebonden ^a (excl. stortkosten, slib gaat rechtstreeks naar het natbekken: geen ontwatering van het slib)
	9-14 €/tds	Projectgebonden ^b (excl. stortkosten, inclusief ontwatering slib residu)
Waterpakt, augustus 2000	4,4-8,6 €/tds	Bekkengebonden (excl. stortkosten) Berekend op basis van gegevens uit Waterpakt, 2000 slibfractie gaat naar natbekken dus geen ontwatering
In VIVO, 2001	3 à 20 €/tds	Niet duidelijk wat in de prijs begrepen is
J.R. van Dijk (secretaris Waterschap Regge en Dinkel), 1995	12-16 €/tds	Mobiele hydrocycloon en opstomer Gegeven 30 gulden/m ³ in-situ (omzetting naar tds geeft voor zandige specie 1,18 tds/m ³ en voor matig zandige specie 0,85 tds/m ³)
Ing J.W. Zwakhals, gemeentelijk Havenbedrijf Rotterdam, 1995	12-21 €/tds	Hydrocycloon (exploitatiekosten, inclusief analyse en personele kosten) 30-40 gulden/m ³ (omzetting naar tds geeft voor zandige specie 1,18 tds/m ³ en voor matig zandige specie 0,85 tds/m ³)
Haven van Elburg, NL uit PIANC, 1997	28 €/tds	niet verder gespecificeerd wat in de kosten begrepen zijn
Boskalis Dolman uit PIANC, 1997	12-20 €/tds (grote projecten) 20-40 €/tds (mobiele installaties)	Zandafscheiding + ontwateren
Silt NV uit PIANC, 1997	50-100 €/tds	Voor grote projecten: zandafscheiding + ontwateren
De Bree Cleaning (Maldegem) (grondrecyclagecentrum - waar in beperkte mate (10%) ook ruimingsspecie wordt aanvaard)	Min. 50 €/tds (80% zand) Naarmate het zandgehalte afneemt zal de kostprijs stijgen	Opgegeven kostprijs: 34 €/ton zoals ingenomen (bij een max gehalte van organisch materiaal + fijn van < 20% maw zandgehalte van 80%) vóór transport naar de installatie vindt een voorafgaande ontwatering plaats, vandaar dat voor de berekening naar tds is uitgegaan van 35 gewichts% water.
Watco Ecotechniek (Grimbergen)	30-40 €/tds	Kostprijs is opgegeven per verwerkte ton specie (dus niet enkel voor hydrocycloon). Keten bestaande uit hydrocyclonen, spiralen en ontwatering door trilzeven en zeefbandpersen.

- Bekkengebonden betekent dat de scheidingsinstallatie gebonden is aan een stortplaats, zodat de restfractie rechtsreeks kan gestort worden.
- Projectgebonden betekent dat de scheiding elders wordt uitgevoerd in mobiele of vaste installaties en dat het scheidingsresidu naar een bekken moet getransporteerd worden.

Milieuaspecten

Energiebehoefte

Het energieverbruik wordt geraamd op 29 tot 54 MJ/tds (Handboek Bodemsanerings-technieken, 1999) en is afhankelijk van de gekozen scheidingsdiameter en van de korrelgrootteverdeling van de toegevoerde specie. Watco Ecotechniek geeft een energieverbruik op van 36 MJ/ton. In het RIZA rapport: 97.04 (1999) "POSW Fase II (1992-1996) deel 22 Milieubeoordeling van verwerkingsketens voor verontreinigde bagger- en ruimingsspecie" wordt een range opgegeven van 40 tot 75 MJ/tds (inclusief opslag van zand en slib, exclusief slibbehandeling) bij een installatiegrootte van 200.000 ton (nat)/jaar.

Waterverbruik

Het waterverbruik is afhankelijk van het droge stof gehalte van de invoer specie, van de slib/zand verhouding en van de recirculatie van het proceswater. Het waterverbruik van hydrocyclonen kan geschat worden op 4,5 tot 6,1 m³/tds (RIZA rapport: 97.04, 1999).

De Bree Cleaning geeft 80-100 liter/ton op. Het water wordt hier echter permanent gerecycleerd binnen het proces. Lozing is zeer beperkt.

Afvalstoffen

De reststroom bij zandscheiding bestaat uit het vrijkomende slib en uit het zand dat niet tot een nuttig toepasbaar product kan worden verwerkt. De reststroom (slib) wordt meestal gestort. Als gevolg van de onttrekking van het zand aan de bagger- en ruimingsspecie consolideert de reststroom echter minder sterk (AKWA/DWW, feb. 1999), zodat de volumebesparing door zandscheiding niet recht evenredig is met de massa van het onttrokken zand. Hoeveel volumebesparing mogelijk is, hangt vooral af van het zandpercentage van zowel residu, als ongescheiden specie. Bij hydrocyclonage wordt meer zand uit de specie onttrokken dan bij sedimentatiebekkens. Bij zandscheiden van specie met 60% zand wordt ongeveer een bekkenvolumebesparing (bekken voor ontwatering van de fijne fractie) gerealiseerd van 25%. Bij een ingangsmateriaal met 50% zand neemt deze besparing af tot ongeveer 10% (GeoDelft, mei 2001).

Grondstoffenverbruik

Soms worden er producten toegevoegd om de flocculatie in de toevoerstroom te verbreken. Aan het slib worden voor de ontwatering flocculanten toegevoegd. Watco vermeldt een flocculant (poly-electroliet) verbruik van 0,5 kg/ton voor de ontwatering van de fijne restfractie.

Emissies

Emissies naar bodem

Emissies blijven zeer beperkt wanneer de nodige voorzieningen aanwezig zijn, meestal wordt de installatie op een vloestofdichte vloer geplaatst. In de milieuvergunnings-voorwaarden wordt opgelegd dat alle activiteiten dienen te gebeuren op een vloestofondoorlaatbare ondergrond (beton of bentonietmat).

Emissies naar oppervlaktewater

Het proceswater kan gerecirculeerd worden zodat geen afvalwater ontstaat. Wanneer de afgescheiden slibfractie ontwaterd wordt ontstaat wel afvalwater dat eventueel dient behandeld te worden in een installatie die gelijkaardig is aan deze voor de afloop uit een scheidingsbekken. Vanzelfsprekend kan (een deel van) het water hergebruikt worden voor het verdunnen en homogeniseren van het toevoermengsel

Emissies naar lucht

Geen, eventueel vluchtige stoffen worden in het water opgenomen.

Hinderaspecten

Mogelijke geluidslast kan ontstaan door de aan- en afvoer van materialen, en geluid veroorzaakt door de apparatuur. Eventuele geluidshinder veroorzaakt door de hydrocyclonen kan beperkt worden door de cyclonen in geluidsisolerende behuizing te plaatsen.

3.2.4. Landfarmen

3.2.4.1. Landfarming (VITO 2003)

Het doel van landfarming is de aërobe, bacteriële afbraak (biodegradatie) te bevorderen van organische verontreinigingen, die in de specie aanwezig zijn. Bepaalde micro-organismen (bacteriën en schimmels) gebruiken sommige verontreinigingen voor hun groei of energiehuishouding. Echter niet alle verontreinigingen zijn op deze wijze afbreekbaar. Vooral polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's), minerale olie, polychloorbifenylen (PCB's) en chloorbenzenen zijn in principe biodegradeerbaar. Tijdens het afbraakproces worden deze stoffen omgezet tot nagenoeg onschadelijke elementen. De snelheid van afbraak is afhankelijk van de aard van de verontreiniging (o.a. biobeschikbaarheid) en van de externe omstandigheden (temperatuur, vochtigheid, etc.).

Principe

Reiniging in landfarms is een ex-situ techniek voor het behandelen van bagger- en ruimingsspecie, die is verontreinigd met minerale olie en PAK. Door de specie in een dunne laag op speciaal daartoe ingerichte percelen op het land te brengen wordt lucht en vooral zuurstof in de specie gebracht. De aanwezige bacteriën starten hierna met de biologische afbraak van minerale olie en PAK. Het landfarmingproces heeft tot doel de luchttoevoer en het biodegradatieproces zoveel mogelijk te bevorderen.

Het succes van een biologische reiniging wordt in hoofdzaak beïnvloed door de volgende factoren:

- de biobeschikbaarheid (afbreekbaarheid) van de aanwezige verontreinigingen;
- de aanwezigheid van de juiste micro-organismen;
- de aanwezigheid van de juiste procescondities.

In het landfarmingproces zijn drie (deels overlappende) fasen te onderscheiden:

- een laguneringsfase (ontwatering en structuurverbetering – zie lagunering);
- een fase van snelle biologische afbraak van makkelijk afbreekbare componenten (intensieve landfarming);
- een fase van langzame biologische afbraak van moeilijk afbreekbare componenten (extensieve landfarming).

Fase 1: Lagunering

Tijdens de laguneringsfase moet de natte (zuurstofloze) specie ontwateren en een losse structuur krijgen. Bewerking van de sliblaag (begreppelen, eggen, harken, ploegen) bevordert de ontwatering. De structuurvorming is het resultaat van een samenspel van fysische, chemische en biologische processen.

Voor het ontwerp zijn de verdamping, de draineermogelijkheden en de neerslag van belang. Deze maatregelen moeten ertoe leiden dat het vrijkomende water zo snel mogelijk verwijderd wordt van het landfarmingterrein.

Fase 2: Intensieve landfarming (snelle biologische afbraak)

Naarmate de structuur verbetert en luchtgevulde poriën ontstaan, zal de snelle fase van de biologische afbraak op gang komen. Eerst worden de direct beschikbare polluenten afgebroken zodat de afbraak snel verloopt. Tijdens dit proces verbetert de structuur verder door bewerking en/of beplanting van de specie.

Fase 3: Extensieve landfarming (trage biologische afbraak)

Nadat alle goed beschikbare (biobeschikbare) polluenten zijn afgebroken worden ook de andere minder snel afbreekbare (niet biobeschikbare) elementen afgebroken. Tijdens deze fase zal de desorptie-snelheid (beschikbaar komen van sterk aan de speciematrix gebonden stoffen) het tempo van de afbraak bepalen. Er start een fase van langzame afbraak. Tijdens deze fase hebben de procesbeheersende maatregelen (ploegen, begreppelen,...) nog weinig effect.

De resultaten van biologische reiniging zijn afhankelijk van de biobeschikbaarheid (afbreekbaarheid) van de polluenten. Nadat het biobeschikbare deel van de polluenten is afgebroken blijft er een restconcentratie die zeer langzaam afbreekt over 100 tot meer dan 1000 jaren. Afhankelijk van de specie-eigenschappen en de weersomstandigheden ligt de verblijftijd van de specie in de landfarm tussen 1 en 5 jaar. De verschijningsvorm van de af te breken stoffen speelt een belangrijke rol in de verblijftijd. (Minerale olie in bagger- en ruimingsspecie breekt bvb vaak langzamer af dan minerale olie in normale bodems. Reden hiervoor is dat de olievervuiling van bagger- en ruimingsspecie optreedt door middel van olieplekken op water. Voor de minerale olie het sediment bereikt worden de gemakkelijk afbreekbare componenten vaak al tijdens het transport in de waterkolom afgebroken, bijgevolg zijn het enkel de moeilijk afbreekbare componenten die in het slib terecht komen.) Het biobeschikbare deel, dit is het deel van de polluenten dat aan de korrels hecht en in de waterige fase aanwezig is, wordt vrij snel afgebroken. Wanneer echter een groot deel van de stoffen aan de matrix gebonden is, zal de verblijftijd veel langer worden (tot 30 jaar). De gebonden stoffen worden zo traag afgebroken omdat ze eerst uit de matrix naar de waterfase moeten desorberen. Met de techniek 'extensieve landfarming' wordt hiermee rekening gehouden. De specie wordt niet meer bewerkt maar er wordt voldoende tijd voorzien voor desorptie en afbraak van de resterende verontreinigingen. Uit laboratoriumproeven kan de afbraak en de verblijftijd voorspeld worden door het meten van de biobeschikbare fractie. De gemeten biobeschikbaarheid kan gebruikt worden om keuzes te maken in verband met intensieve versus extensieve bewerking. Intensieve loont zich enkel indien de biobeschikbaarheid groot is. Bovendien laten de metingen toe het reinigingsresultaat van landfarming te voorspellen. De metingen kunnen ook gebruikt worden om de toxicologische effecten in de bodem te voorspellen, en te bepalen welke veiligheidsmaatregelen moeten genomen worden om risico's op verspreiding van polluenten te minimaliseren.

Tijdens een goed gestuurd proces zal ca 70 tot 90% van de organische verontreinigingen (minerale olie en PAK) afgebroken worden. De zware metalen worden niet afgebroken maar kunnen in zeer beperkte mate uitgeloozd en via het overtollige drainagewater afgevoerd worden. De afbraak is vooral afhankelijk van de karakteristieken van de polluenten (langere koolwaterstof ketens breken trager af dan kortere) en hun biologische beschikbaarheid. In onderstaande tabel zijn resultaten van landfarming voor een aantal species op de proeflocatie aan de Kreekraksluizen in Zeeland (Nederland) weergegeven.

Timing

Het is aan te bevelen de landfarming te starten tussen het najaar en het vroege voorjaar. Op deze wijze zal de laguneringsfase reeds goed gevorderd zijn, zodat de structuur van de specie voldoende verbeterd is (belucht) op het ogenblik dat de zomertemperaturen dermate oplopen dat het biodegradatieproces versneld plaatsgrijpt.

Op basis van de ervaring kan de verblijftijd in een landfarmingveld geraamd worden tussen 1 en 3 jaar afhankelijk van de intensiteit van de bewerking en de karakteristieken van de toegevoerde specie.

Tabel 14: PAK's en minerale olie (in mg/kg droge stof) tijdens landfarming van verschillende partijen bagger- en ruimingsspecie naar De Poorter en Harmsen (2000)

	Begin gehalte	Reductie na 1 jaar	Reductie na 5 jaar	Reductie na 10 jaar
PAK's				
Geulhaven	52,0	64%	94%	96%
Zierikzee	64,7	46%	73%	75%
Petroleumhaven	526,7	71%	97%	–
Wemeldinge	53,4	34%	64%	
Minerale olie				
Geulhaven	8100	–	ca. 96%	98%
Zierikzee	700	–	ca. 60%	ca. 85%
Petroleumhaven	13400	52%	74%	–
Wemeldinge	2020	59%	88%	–

Toepassingsgebied

Landfarming is het meest geschikt voor zandrijke of matig zandige species, waarin hoge gehalten aan organische stoffen voorkomen zoals PAK's en minerale olie, die onder aërobe omstandigheden afbreekbaar zijn tot het niveau van herbruikbare grond. Deze laatste componenten moeten de kwaliteitsbepalende parameters in de bagger- en ruimingsspecie zijn. Op dit moment moeten species verontreinigd met zware metalen worden uitgesloten.

Ook meer kleirijke specie komt voor landfarming in aanmerking. Het proces verloopt in vergelijking met meer zandige specie trager en moeilijker.

Daarnaast kan het concept uitgaan van nuttig bodemgebruik, bijvoorbeeld door het aanleggen van een wilgenbos. Door de combinatie met energieteelt kunnen ook species worden aangepakt waarvan voorheen de biologische beschikbaarheid de beperkende factor was. Dit gebruik moet echter ook passen binnen de functie van de omgeving. Voorts is het belangrijk dat inzicht wordt verkregen in de risico's die gemoeid zijn met deze benadering. Hierbij moet worden gedacht aan verspreidingsrisico's en ecotoxicologische risico's. De teelt van een niet consumptief gewas, dat bovendien na de oogst op een centrale plaats wordt verbrand, beperkt alvast het gevaar voor verspreiding. Energieteelt in de vorm van biomassa (wilgen) en reiniging van bagger- en ruimingsspecie lijkt in ieder geval een combineerbare optie.

Het concept landfarming werd uitgewerkt voor de verwerking van zandige en oliehoudende (land)bodems. Later werd deze techniek aangepast voor de verwerking van ruimings- en bagger- en ruimingsspecie die meestal een veel fijnere structuur en een hoger watergehalte bezitten.

Daarom moet er normaal een voorafgaande ontwateringstap plaatsgrijpen. Dit kan echter wel op dezelfde terreinen gebeuren en overlappend met de ontwatering via lagunering.

In Vlaanderen wordt deze techniek in combinatie met grondverwerking ook toegepast op bagger- en ruimingsspecie.

Kosten

De kosten voor landfarming bestaan uit: (1) kosten voor het landgebruik; (2) kosten voor vergunningen; (3) kosten voor het afscheiden van grove bestanddelen; (4) uitspreiden van de specie over het land; (5) behandeling (bvb ploegen) van de uitgespreide specie; (6) kosten voor meststoffen; (7) staalname en analyse van de specie ter opvolging van het landfarmingproces. De totale kosten voor landfarming zijn weergegeven in onderstaande tabel. Wanneer ook nuttig grondgebruik in overweging wordt genomen, bvb door de teelt van biomassa voor energieproductie, zal dit mogelijk leiden tot een reductie van de kosten (zie onderstaande tabel).

Tabel 15: Kosten voor verschillende vormen van landfarming en van verschillen bronnen (VITO 2003)

Bron	Type	Kosten	Duur	Opmerkingen
In Vivo, 2001	Landfarming	10-50 €/tds	1-3 jaar intensief 4-15 jaar extensief	
	Kasfarming	20-25 €/tds	3 maand intensief	
	Fytoremediatie	15-30 €/tds	lang	effectiviteit nog aan te tonen
Harmsen et al., 1999	Traditionele Landfarming	54-123 €/tds	10 jaar in een gecontroleerde omgeving	Kosten berekend op basis van 65 \$/m ³
	Landfarming + remediatie met wilgen	21-47 €/tds	10 jaar	Kosten berekend op basis van 25 \$/m ³
Harmsen (Technotrans, 2002)	Landfarming in combinatie met energieteelt	8-15 €/tds		Geen speciale bodembeschermende voorzieningen getroffen

Tabel 16: Kosten voor landfarming naar type specie (Nederlands Handboek Bodemsaneringstechnieken, 1999). In principe is slechts zandige tot matig zandige specie geschikt voor landfarming

Specie-type	Zandig	Matig zandig	Slibrijk	Venig
Landfarming intensief	Kosten in €/tds			
verblijftijd 1 jaar	12,0	16,6	37,8	95,0
verblijftijd 2 jaar	13,2	18,2	42,0	105,5
verblijftijd 4 jaar	14,3	19,8	46,2	121,3

Milieuaspecten

Energiebehoefte

Het energieverbruik voor een intensief landfarmingproces van 1 tot 3 jaar is gering en kan geraamd worden op 2 tot 4 MJ/tds. De energiebehoefte is afhankelijk van de intensiviteit van de bewerkingen op het veld. Voor de daaropvolgende extensieve landfarming (3-15 jaar) is er een bijkomend energieverbruik van 4-10 MJ/tds.

Voor kasfarming (1-3 maand) wordt het energieverbruik geschat op 20-60 MJ/tds.

WATERVERBRUIK

geen

Afvalstoffen

Indien de toegevoerde specie voldoet aan de acceptatiecriteria en met name indien het gehalte aan zware metalen binnen de wettelijke normen valt kan het ganse volume na het landfarmingsproces hergebruikt worden als bodem of als bouwstof. Er zijn in dit geval geen reststromen.

Grondstoffenverbruik

Eventueel toevoegen van micro-organismen en nutriënten (CaO: 0,2 kg/tds specie en kunstmest: 0,8 kg/tds specie (HBS, 1999): totaal 1 kg/tds specie) aan de specie om de biologische activiteit te bevorderen en zo een optimale procesvoering te verkrijgen.

Emissies

Emissies naar bodem

Volgens Harmsen et al. (2002) is er geen of slechts een zeer geringe emissie van polluenten naar de ondergrond en het grondwater. Een mogelijke verklaring hiervoor zou zijn dat de biobeschikbare verontreinigingen sneller afgebroken worden dan ze uitlogen (Harmsen et al., 2002). Wel kunnen metalen uitlogen naar de bodem, maar gezien deze verwerkingsoptie enkel toepasbaar is voor species waarin de metaal gehalten binnen het wettelijk kader voor toepassing als bodem vallen, zou ook dit geen probleem mogen vormen.

Emissies naar oppervlaktewater

Tijdens het ontwateringsproces is het te verwachten dat er vrij belangrijke hoeveelheden water vrijkomen. Tijdens het verdere proces moet het regenwater dat op de terreinen valt eveneens afgevoerd worden.

Emissies naar lucht

Eventueel kan vervluchtiging optreden van vluchtige organische stoffen tijdens de ontwaterings- en oxidatie-fase.

Hinderaspecten

Mogelijke geluidslast kan ontstaan door aan- en afvoer van specie. Mogelijk geurhinder ten gevolge van micro-biologische degradatie processen.

3.2.5. Immobilisatie (VITO 2003)

3.2.5.1. Koude immobilisatie

Bij de immobilisatietechnieken is het de bedoeling de fysische en/of chemische eigenschappen van de specie zodanig te wijzigen dat de kans op verspreiding van verontreinigende stoffen door uitloging, erosie of verstuiving wordt verminderd en dit zowel op korte als op lange termijn. Bij de koude immobilisatietechnieken wordt dit bereikt door de toevoeging van bindmiddelen, die ofwel de verontreinigende elementen inkapselen ofwel de binding met de speciedeeltjes verster-

ken. Hierdoor zijn de verontreinigingen minder beschikbaar voor uitloging en beperkt men de verspreiding van contaminanten tot een milieuhygiënisch aanvaardbaar niveau.

Immobilisatie wordt toegepast met het oog op hergebruik. In dat geval moet het eindmateriaal voldoen aan de VLAREA criteria voor vormgegeven materialen. Deze criteria hebben betrekking op afmetingen (min. 40×40×40mm of bij ander productgeometrie een vergelijkbaar oppervlakte), druksterkte (momenteel minstens 4 N/mm², er is echter een wijziging van de druksterkte voorzien in VLAREA, waardoor een druksterkte van minstens 9 N/mm² moet behaald worden) een oppervlakte gerelateerde afgifte; en een maximum massaverlies van 30 gram/m² bepaald volgens NEN 7345.

Principe

Immobilisatie met cement is een relatief eenvoudige, flexibele en bewezen technologie die weinig investeringen vraagt. Bij koude immobilisatie wordt de ruimings- of bagger- en ruimingsspecie in een menger met een bindmiddel (bvb. Portland cement) samengevoegd. Het mengsel wordt daarna verdicht, vormgegeven en uitgehard. De uiteindelijke vorm van het immobilisaat kan variëren van granulaat (korrels) tot een stabilisatielaag of zelfs beton. Immobilisatie leidt tot een oplossing zonder restafval, bovendien is het immobilisaat recycleerbaar. De cementsteen vormt een ideale matrix voor het duurzaam vastleggen van chemische componenten. Het is in principe mogelijk het product later op te breken en opnieuw met cement te binden of als (gebroken) granulaat toe te passen.

Bij een grootschalige en economische procesvoering zal het immobilisaat worden vervaardigd op de locatie van of in de directe nabijheid van de reeds voorbewerkte bagger- en ruimingsspecie. De benodigde procesapparatuur hangt af van de eigenschappen van het ingangsmateriaal (korrelverdeling, vochtgehalte, chemische en fysische eigenschappen) en het gewenste uitgangsmateriaal (de bouwstof als vormgegeven stabilisatielaag of als korrelvormig materiaal). Met het oog op zo uniform mogelijke eigenschappen van het uitgangsmateriaal is er een voorkeur voor mix-in-plant vervaardiging in een zgn. mobiele menginstallatie. Het ingangsmateriaal kan op verschillende manieren in de menger worden gebracht:

- met behulp van een pomp, ingeval van slurry-achtige bagger- en ruimingsspecies
- met behulp van een transportband bij aardvochtige species

Een mobiele menginstallatie beschikt normaal over een dwangmenger met een capaciteit van 50 tot 200 ton per uur, afhankelijk van het type. De menginstallatie heeft één of meer doseereenheden voor cement, water en additieven. Het is tevens mogelijk dat de additieven zijn voorgemengd met cement tot een zgn. premix. In de dwangmenger wordt batch-gewijs gemengd. De mengtijd ligt meestal tussen 2 en 4 minuten, waarvoor de criteria zijn: een homogene samenstelling van het mengsel en de gewenste verwerkbaarheid. In de huidige praktijk wordt de mengtijd nog vaak proefondervindelijk vastgesteld.

Bij toepassing als stabilisatielaag wordt het materiaal laagsgewijs uitgereden en verdicht.

Wordt gekozen voor het vervaardigen van een granulaire bouwstof (toeslagmateriaal in beton) dan zijn er twee procesgangen denkbaar:

1. vullen en verdichten in mallen, waarna het product uithardt (vergelijkbaar met het vervaardigen van betonstraatstenen). Na verharden wordt de bouwstof eventueel in enkele fracties gebroken.
2. pelletiseren van het aardvochtige materiaal, waarvoor veelal een thermische behandeling nodig is. Na verharden kunnen de korrels eventueel in verschillende fracties worden opgeslagen.

Immobilisatie met hydraulische bindmiddelen kan niet plaatsvinden bij een luchttemperatuur lager dan 5°C, tenzij bijzondere maatregelen worden getroffen, zoals het voorverwarmen van het ingangs-materiaal.

Voor de koude immobilisatie wordt de specie intensief vermengd met de bindingsmiddelen en een aantal additieven. Bij een ex-situ proces is een homogenere menging en een betere controle van het mengingsproces mogelijk. De specie moet voldoende ontwaterd worden maar een natuurlijke ontwatering volstaat gezien er een voldoende resterend watergehalte moet aanwezig blijven voor de fysico-chemische reactie van het uitharden van het bindmiddel (cement). Een voorafgaande fractiescheiding is meestal niet gewenst omdat de aanwezigheid van zand in de specie de fysische eigenschappen (sterkte) van het eindproduct positief beïnvloedt.

De mengapparatuur is in ruime mate beschikbaar op de markt.

De techniek van de koude immobilisatie met hydraulische bindmiddelen kan ook in situ gerealiseerd worden zonder dat de specie eerst uitgegraven en getransporteerd wordt. De bindingsmiddelen worden in dit geval door injectietechnieken onder druk in de grond ingebracht waarna het natuurlijk hardingsproces van start gaat. Hiervoor is wel specifieke apparatuur vereist.

Deze fysische eigenschappen van het eindproduct worden door de volgende factoren beïnvloed:

- de aard van het bindmiddel;
- de water/bindmiddel verhouding;
- de bindmiddel/afvalstof verhouding;
- de fysische en chemische eigenschappen van de bagger- of ruimingsspecie.

De aard van de bindmiddelen

De werking van de bindmiddelen berust op de vorming van calcium-silicaat-hydraten die een netwerk vormen dat waterbestendig is. De keuze voor een bindmiddel is mede afhankelijk van de wijze van verwerking (een snel of traag hardend bindmiddel). Verder wordt de samenstelling van het bindmiddel bepaald door de omgeving waarin het verharde materiaal wordt toegepast en de karakteristieken van het materiaal dat verhard moet worden.

Vaak wordt voor een combinatie van bindmiddelen gekozen. De specifieke kennis van de verschillende bestaande procédés ligt in de juiste keuze van de samenstelling van het bindmiddel en de additieven voor karakteristieken van ieder project.

Water/bindmiddel verhouding

De sterkte, porositeit en de poriënverdeling worden mede bepaald door de verhouding tussen bindmiddel, het additief en de hoeveelheid water. Voor normaal cement is de water/cement verhouding 0,4-0,6. Hoe lager deze verhouding is, hoe sterker het materiaal en hoe lager de porositeit. Bij een te laag watergehalte neemt de verwerkbaarheid echter af en vindt er geen goede homogenisering plaats.

Bindmiddel/bagger- of ruimingsspecie verhouding

Voor een goede immobilisatie dient de specie geheel verkit te zijn door het bindmiddel. Bij een hoger speciegehalte daalt de sterkte van het materiaal en stijgt de porositeit.

De fysische en chemische eigenschappen van de bagger- of ruimingsspecie

De aanwezigheid van organisch materiaal, en met name niet in water oplosbare organische stoffen als olie, oplosmiddelen en vetten, creëert problemen bij het uithardingsproces. Deze elemen-

ten interfereren met de hydratatiereactie waardoor de verharding in een vroeg stadium stopt. In de praktijk wordt een maximaal organische stof gehalte van 5 tot 10% gehanteerd.

Verder zijn er een aantal stoffen die een negatieve invloed op het uithardingsproces hebben zoals: sulfaten, zouten van mangaan, tin, zink, koper en lood en natriumzouten van arseen, boraat, fosfaat, jodium en sulfiden.

Indien de bagger- en ruimingsspecie weinig zand bevat kan het nodig zijn zand toe te voegen om een goede korrelopbouw te krijgen voor het immobilisatieproces.

Het gehalte aan organische en anorganische verontreinigingen blijft ongewijzigd tijdens de immobilisatie, op de verdunning ten gevolge van het toevoegen van cement en additieven na. De zware metalen worden vastgelegd zij het minder verregaand dan bij de thermische immobilisatie-technieken. Tijdens een goed gestuurd proces zal ca 85% van de metalen geïmmobiliseerd worden. Metalen die als anion in de specie aanwezig zijn kunnen wel uitlogen na de immobilisatie.

Toepassingsgebied

Koude immobilisatie biedt met name mogelijkheden voor zandige en matig zandige species, van licht tot zwaar verontreinigd met zware metalen. Het gehalte aan organische verontreinigingen mag niet al te hoog zijn, gezien de strenge samenstellingseisen van VLAREA voor organische componenten. Bij de toepassing van koude immobilisatie voor slibrijke specie is overigens gebleken dat verwerking van materiaal met meer dan 10% lutum en meer dan 10% organische stof problemen kan opleveren.

Ook moet rekening worden gehouden met de aanwezigheid van storende gehalten van componenten die het verhardingsproces van cement negatief beïnvloeden, zoals de aanwezigheid van meer dan 1% oplosbaar fosfaat. Een voorafgaande toevoeging van kalk kan hier een remedie zijn.

Rekening houdend met de marges van enkele procesvariabelen (bijv. meer of minder cement) betekent dit dat aan de te immobiliseren stroom eisen gesteld moeten worden ten aanzien van:

1. *Het droge stof gehalte*: De te immobiliseren bagger- en ruimingsspecie moet bij voorkeur steekvast en gerijpt zijn. (ca. 40% droge-stofgehalte)
2. *Het organisch stofgehalte*: Een hoog organisch-stofgehalte (> 10%) stelt hogere eisen aan het immobilisatieproces. Uitzonderlijk kan materiaal met een organisch-stofgehalte van ca. 15 a 20% nog geïmmobiliseerd worden (Feenstra, 2000).
3. *De korrelopbouw*: Om voldoende druksterkte te krijgen van het immobilisaat moet het materiaal een bepaalde korrelopbouw hebben (50-70% van de deeltjes moet groter zijn dan 0,063 mm). Eventueel kan de korrelopbouw aangepast worden door toevoeging van een meer grofkorrelig materiaal, bij voorkeur een reststof.
4. Het gehalte aan organische verontreinigingen en zware metalen.
5. Het gehalte aan zouten (kunnen het uithardingsproces negatief beïnvloeden).

Indien een partij te immobiliseren bagger- en ruimingsspecie niet volledig voldoet aan deze eisen kan door het toepassen van een voorbewerking mogelijk alsnog aan de eisen van het immobilisatieproces worden voldaan. Een voorbewerking kan bestaan uit:

- mechanisch ontwateren (of natuurlijke droging);
- rijpen van de bagger- en ruimingsspecie;
- toevoegen van één afvalstroom of van verschillende afvalstromen om een betere korrelopbouw te krijgen.

Aan de bagger- en ruimingsspecie en het cement kan eveneens een additief (1 tot 3 massa% op droge stof basis) worden toegevoegd, om de organische verontreinigingen te binden. Het

additief bindt waarschijnlijk storende organische stoffen, waardoor de cementshydratatie beter verloopt, tevens wordt de uitloging van bepaalde organische componenten (bvb PAK's) sterk teruggedrongen.

De techniek is commercieel beschikbaar. In New Jersey, New York staat een full-scale installatie ~ 600.000 m³ (750.000 cu yd).

Kosten

De grootste kosten zijn het cement (60%) en het aanbrengen in het werk. Voor de matig zandige specie zijn de kosten van de voorverwerking hoger en is er meer cement nodig dan voor immobilisatie van zandige specie.

De netto verwerkingskosten (inclusief voorbereiding en opbrengst immobilisaat, exclusief transport) liggen nu nog op 25-70 €/tds (afhankelijk van het benodigde gehalte aan cement en additieven). Een detail-opgave van deze prijszetting is gegeven in onderstaande tabel.

Tabel 17: Detail kosten in €/tds bij grootschalige verwerking (minimum 10.000 tds.)
(VITO maart 2003)

Vorbewerking:	5-23 €/tds
Bindmiddel (bij 10-30% dosering cement + ev. additieven):	18-45 €/tds
Mengen + vervaardigen immobilisaat:	2-5 €/tds
Algemene kosten, winst en risico (5-7%):	2-5 €/tds
Totale verwerkingskosten:	27-77 €/tds
Opbrengst immobilisaat (bvb als gestabiliseerde laag)	7 €/tds
Netto kosten (excl. Transport)	25-70 €/tds

Bij immobilisatie van een natte grondstof met veel fijne deeltjes is relatief veel bindmiddel nodig. In dat geval zullen de netto-kosten veelal boven de 45 €/tds liggen. In het geval van een meer zandige specie zullen de kosten in de meeste gevallen beneden de 45 €/tds liggen, voor zeer zandige specie liggen de kosten rond 25 €/tds. De kosten teruggevonden voor de verwerking van slibrijke specie verschillen nogal tussen de verschillende auteurs. Vooral het Handboek bodemsaneringstechnieken vermeld hiervoor zeer hoge kosten 105-126 €/tds, dit lijkt overdreven. Door bijmenging van sorteerzeefzand of verontreinigde grond (negatieve inzetprijs) wordt immers een betere korrelopbouw gerealiseerd.

Tabel 18: Kosten van koude immobilisatie voor een monolitische laag (wegfundering)
(VITO 2003)

Type bagger- en ruimingsspecie	(Technotrans, 2002) Proceskosten (exclusief opbrengst product: 6-8 €/ton product)	Feenstra, 2000	Handboek bodemsaneringstechnieken, 1999 (exclusief en inclusief rijpen als voorbehandeling)
Zandige specie	25 €/tds	25 €/tds	22,9-26,7 €/tds
Matig zandig	42 €/tds	45 €/tds	45,6-56,3 €/tds
Kleiige specie	46 €/tds	70 €/tds	105,1-126,1 €/tds

Milieuaspecten

Energiebehoefte

Bij verwerking door middel van koude immobilisatie is de energiebehoefte beperkt tot elektriciteit voor de menginstallaties en het verdichten en vormgeven van het mengsel en brandstof voor de voertuigen die het mengsel uitrijden.

Waterverbruik

Voor de menging van cement en additieven met de specie wordt water toegevoegd, de hoeveelheid is afhankelijk van het vochtgehalte van de specie.

Afvalstoffen

De immobilisatie leidt tot een oplossing zonder restafval. De enige afvalstoffen die ontstaan zijn eventuele zeefresten (grove fractie) van de bagger- en ruimingsspecie voorbehandeling. Het is bovendien mogelijk het product later op te breken en opnieuw met cement te binden of als (gebroken) granulaat toe te passen.

Grondstoffenverbruik

Veel technieken gebruiken ongeveer 10 procent Portland cement en een paar procent andere additieven, maar het percentage toeslagstoffen kan oplopen tot meer dan 30% (op droge stof basis).

De additieven worden toegevoegd om de vastlegging van verontreinigingen te bevorderen en de negatieve invloed van deze stoffen op het uithardingsproces te verminderen. Het additief heeft meestal ook een gunstig effect op de bereikte druksterkte. Een mogelijke verklaring is dat het additief storende organische stoffen bindt, waardoor de cementshydratatie beter verloopt. De uitloging van bepaalde organische componenten wordt eveneens sterk teruggebracht door toevoeging van specifieke additieven.

De precieze samenstelling van de additieven wordt vaak niet bekend gemaakt, maar gebruikte additieven zijn o.a. kleimineralen, zeolieten, water oplosbare silicaten, organo-kleiverbindingen en impregneringsmiddelen (bvb. styreen).

Emissies

Emissies naar lucht

Bij toevoeging van cement kan, als gevolg van de pH verhoging, ammoniak vervluchtigen vooral als de specie veel ammonium bevat, niet is gerijpt voor verwerking en pas ontwaterd wordt nadat het met cement gemengd is. Tijdens het bindingsproces kunnen nog andere stoffen vervluchtigen. Deze vervluchtiging wordt mogelijk versterkt door de geringe warmte-ontwikkeling die tijdens het proces plaatsvindt.

Emissies naar water

Er zijn geen emissies naar oppervlaktewater te verwachten bij het eigenlijke immobilisatieproces. Wel kan bij de ex-situ processen water vrijkomen als er een voorafgaand ontwateringsproces nodig is.

Emissies naar bodem

Emissies naar bodem en grondwater worden voorkomen door de installatie op een vloeistofdichte vloer te plaatsen. Door de beperkte oppervlakte die nodig is voor de installatie zal dit technologisch en economisch geen groot probleem vormen.

Hinderaspecten

Er is mogelijk geluidshinder ten gevolge van het transport (aan en afvoer, overslag) en ten gevolge van de werking van de menginstallaties. Als gevolg van de hoge pH kan mogelijke ammoniak vervluchtiging tot geurhinder leiden.

3.2.5.2. Thermische immobilisatie (grind)

Met thermische immobilisatie technieken worden door verhoging van de temperatuur organische componenten verbrand en zware metalen vastgelegd (geïmmobiliseerd) in de keramische matrix van het eindproduct.

Principe

Sinteren is een thermisch immobilisatieproces waarbij de gedroogde bagger- en ruimingsspecie dusdanig wordt verhit dat er net geen volledige smelting van het basismateriaal optreedt. De temperatuur wordt echter dermate lang aangehouden dat een begin van vervloeijing van de minerale slibdeeltjes optreedt zodat het geheel tot een vast materiaal verkit tijdens de kristallisatiefase.

Tijdens deze verhittingsfase worden de organische verontreinigende stoffen verbrand en verdwijnen de bindingsplaatsen van de zware metalen (organisch materiaal wordt afgebroken, kleimineralen worden omgevormd en oxiden/hydroxiden worden gedeeltelijk gesmolten). Enkele anorganische componenten zoals cadmium en kwik zullen evenwel vervluchtigen tijdens de opwarming.

Onder oxiderende omstandigheden zullen de meeste metalen in oxidevorm in de smelt achterblijven en tijdens de kristallisatiefase geïntegreerd worden in het silicaatrooster.

Onder reducerende omstandigheden vervluchtigt een groter deel van de zware metalen terwijl de overige metalen in het immobilisaat worden vastgelegd.

Bij sintering wordt een stabiele fase gevormd doordat de korrels van de specie aan mekaar kleven. Hier kunnen 2 verschillende vormen vastgesteld worden:

- De droge sintering: de verkitting is voornamelijk het gevolg van chemische reacties en rekristallisatie van de mineralen. Men spreekt van een keramisch product en dit wordt bereikt als men het bakproces stopt op een temperatuur van 950 tot 1050 °C.
- De natte sintering: als de verhitting lichtjes verder wordt verhoogd (1050 tot 1200 °C) treedt een gedeeltelijke smelting op. Bestanddelen van de specie met een laag smeltpunt gaan dan over in de viskeuze fase en dringen in de poriën tussen de nog niet gesmolten bestanddelen. Bij dit proces ontstaat een product met een hoge sterkte. Er wordt een verglaasde huid gecreëerd waardoor het wateropnemend vermogen daalt en de druksterkte verhoogt.

De temperatuurscontrole is zeer belangrijk omdat er bij een te hoge temperatuur vervloeijing optreedt waardoor de vorm van het product kan wijzigen.

Immobilisatieprocessen hebben het voordeel dat er producten worden gerealiseerd die vrij toepasbaar zijn in bouwkundige projecten. De voorwaarden waaraan de producten moeten voldoen worden vastgelegd in het VLAREA. Het betreft samenstelling en uitloogcriteria.

Het **thermisch immobilisatieproces** kent volgende deelfasen:

- de voorbehandeling;
- de thermische immobilisatie;
- de verwerking van de reststromen.

De voorbehandeling

De voorbehandeling kan de volgende deelprocessen omvatten:

- fractiescheiding;
- ontwatering;
- mengen;
- vormgeving;
- droging.

Fractiescheiding

Mede door de hoge kostprijs van de thermische immobilisatietechnieken is het belangrijk om de hoeveelheid van de afvalstof die het proces moet ondergaan zoveel mogelijk te beperken. Dit kan gebeuren door het afscheiden van de zandfractie die meestal quasi zuiver is of die via een ander, goedkoper procédé gezuiverd kan worden (wassen, scrubben...). Bovendien mag het zandgehalte niet te hoog zijn (max. 40%) om een eindproduct van goede kwaliteit (druksterkte) te bekomen.

Ontwatering en voordrogen van het baggerslib

Voor een thermisch immobilisatieproces is een zo laag mogelijk vochtgehalte voor de start van het verwarmingsproces wenselijk om de energiekosten zoveel mogelijk te drukken. Daarom wordt meestal gekozen voor een mechanisch ontwateringsproces (zeefbandpers, kamerfilterpers...) als eerste ontwateringstap. De ontwaterde bagger- en ruimingsspecie (~45% droge stof) wordt thermisch gedroogd tot ~25% vocht. Hierbij wordt de temperatuur zo laag mogelijk gehouden (80-90°C) om geen vervluchtiging te krijgen van o.a. kwik, PCB's.

Menging

De bagger- en ruimingsspecie wordt met natuurlijke klei (of schalie/schiefer) en eventuele additieven (zoals ijzeroxides) gemengd. Ook het filterstof van de ovengassen kan hieraan toegevoegd worden. Zonodig wordt nog een hoeveelheid water toegevoegd om de plasticiteit te regelen. Voor een sinteringsproces waarbij de vormvastheid en druksterkte belangrijk is worden eisen gesteld aan de samenstelling van de specie.

Vormgeving

Bij de productie van grind zal het ontwaterde slib met een pelletiseermachine of een extrusiemachine in de gewenste vorm (resp. korrelvorming en cilindervormig) gebracht worden.

Droging

Vervolgens wordt het vormgegeven product (~24% vocht) verder gedroogd in een droogoven meestal met de restwarmte uit de oxidatie oven en dit bij een temperatuur van ca 130 °C. Door deze warmterecuperatie kan het energieverbruik en de capaciteit van de oven beperkt worden.

Het **sinteringsproces** kan onderverdeeld worden in verschillende fasen:

- de voorverwarming;

- de sintering;
- de afkoeling.

De voorverwarming

Tijdens de voorverwarming wordt het materiaal opgewarmd tot ~650 °C

De sintering

Daarna wordt het in de brandoven snel verhit tot ongeveer 1100°C. Tijdens dit proces expanderen de korrels en vormt zich een poreuze structuur.

De afkoeling

Na het bakken worden de producten zeer vlug afgekoeld in een vloeibed koeler, waardoor een glazige huid rond de korrels ontstaat.

De nabehandeling

Tijdens het proces zullen een aantal metalen zoals As, Cd, Hg en Pb, en andere verontreinigende stoffen (NO_x, SO₂, CO, VOS, zware metalen) vervluchtigen. Om binnen de wettelijke vereisten normen te blijven, moet er een rookgasreiniging geïntegreerd worden in het proces met de volgende stappen:

- het naverbranden van de rookgassen;
- het afkoelen van de gassen (de warmte die hierbij vrijkomt wordt hergebruikt voor het drogen van de pellets);
- behandeling van de gassen d.m.v. actieve kool, zure en basische wassers en een doekenfilter;
- afvoer van het waswater en het condensaat naar een waterzuiveringsinstallatie;
- hergebruik van de reststoffen (o.a. vliegashoudend) in het proces.

De mate van vervluchtiging van metalen hangt af van het type oven: bij sintering in een reducerend milieu treedt meer vervluchtiging op dan in een oxiderend milieu. Daar staat tegenover dat voor verwerking in een reducerend milieu minder lucht wordt verbruikt. Doordat minder (hoewel sterker verontreinigd) rookgas behandeld moet worden, is de nabehandeling in een reducerend milieu ca 20 tot 30% goedkoper

Organische verontreinigingen verbranden en een deel van de metalen vervluchtigen (metalen als cadmium en kwik). De overige metalen worden vastgelegd in de matrix. Als onder oxiderende omstandigheden wordt gewerkt zullen de meeste metalen in oxidevorm in de smelt achterblijven en tijdens de kristallisatie ingebouwd worden in het silicaatrooster. Zware metalen die op deze wijze zijn vastgelegd zijn niet meer beschikbaar voor uitloging. Een nadeel is dat er een grotere afgasproductie plaatsvindt (in m³) ten opzichte van de reducerende technieken. Onder reducerende omstandigheden vervluchtigen vele metalen en kan een deel als metaal apart worden afgetapt in de gaswasreinigingsinstallatie. Daardoor blijven minder metalen achter in het product. De overige metalen worden ook sterk in het keramisch eindproduct vastgelegd. Er wordt een relatief klein volume afgas geproduceerd, waardoor de capaciteit van de rookgasreinigingsinstallatie niet zo groot hoeft te zijn als bij de oxiderende technieken.

Na de sintering zijn de metalen over het algemeen voor meer dan 99% geïmmobiliseerd. Ook bij het verpulveren van het kunstgrind is er geen sprake van een verhoogd uitlooggedrag. Metalen die als anion voorkomen (arseen, molybdeen, vanadium) kunnen echter wel uitlogen en een belemmering vormen voor toepassing in ongebonden vorm. Ook zouten zoals sulfaten en chloriden kunnen uit het product uitlogen.

Toepassingsgebied

Sinteren is een thermische immobilisatie techniek die één van de weinige oplossingen biedt voor verwerking van species met een cocktail van zware metalen en organische stoffen. Om de kosten en het energieverbruik per situ kubieke meter verwerkte bagger- en ruimingsspecie te verlagen worden meestal alleen de fijne fracties na zandafscheiding behandeld. Tijdens de fractiescheiding komt het merendeel van de verontreinigde stoffen in de fijne fractie terecht. Met deze techniek is enkel ervaring op piloot-schaal.

Kosten

Installatiekosten: De installatiekosten worden in de VITO studie (2003) geschat op < 46 miljoen € (< 100 miljoen gulden) voor een nog te bouwen full-scale installatie van 250.000 ton grind per jaar (of verwerking van ca. 600.000 insitu m³ specie). Door JCI/Upcycle (2002) wordt de bouw van een installatie in de VS voor verwerking van 450.000 ton baggerslib per jaar tot lichtgewicht grind geschat op ongeveer 30 miljoen € (JCI/Upcycle, 2002).

Productiekosten: Bij de thermische technieken zijn de kosten per verwerkte m³ in-situ specie sterk afhankelijk van de hoeveelheid zand die van tevoren afgescheiden kan worden en die dus niet thermisch verwerkt wordt. In vergelijking met traditionele installaties voor productie van lichtgewicht grind liggen de productiekosten van (lichtgewicht) kunstgrind gemaakt met verontreinigde bagger- en ruimingsspecie gevoelig hoger. Deze hogere productiekosten worden bijna volledig toegeschreven aan de operationele kost van de rookgasreinigingsinstallatie (vooral naverbranding van de rookgasen op hoge temperatuur) (VITO 2003). De rookgasreinigingsinstallatie is noodzakelijk om aan de strengere emissie-eisen te voldoen, die gesteld worden aan afvalverwerkingsinstallaties.

Tabel 19: Vergelijking traditionele productiekosten van lichtgewicht grind met productiekosten voor co-verwerking van verontreinigde bagger- en ruimingsspecie tot lichtgewicht grind (gegevens van JCI/Upcycle, uitgedrukt in US\$/cubic yard lichtgewicht grind verrekend naar €/m³ lichtgewicht grind) (VITO 2003)

	Verwerkingskosten traditionele installaties €/m ³ lichtgewicht grind	Verwerkingskosten installaties met bagger- en ruimingsspecie €/m ³ lichtgewicht grind
Personeel	4,25-6,30	6,30
Brandstof	3,25-4,35	8,70 ^a
Energie	1,00-1,15	1,15
Andere	0,65-1,30	1,30
Totaal	9,15-13,10	17,45
Onderhoud	1,45-1,60	1,60
Totaal	10,60-14,70	19,05
Overheadkosten	1,35-2,10	2,10
Afschrijvingskosten	1,50-4,00	4,00
Totaal	13,45-20,80	25,15

a. De verdubbeling van de brandstofkosten tov traditionele lichtgewicht grind installaties wordt volledig toegeschreven aan de noodzakelijke installatie voor naverbranding van de rookgassen.

De verwerkingskosten van zwaar verontreinigde bagger- en ruimingsspecie worden geschat op 70 à 75 tot 110€/ton droge stof voor een installatie met een capaciteit van 100.000 à 200.000 ton

grind per jaar. Hierbij is uitgegaan van een drogestofgehalte van de aangevoerde bagger- en ruimingsspecie van 30%, en is geen rekening gehouden met kosten voor de zandscheiding en de mechanische ontwatering. De opbrengst van het kunstgrind (ca. 13-14 €/ton) is wel in rekening gebracht (VITO 2003).

Milieuaspecten

Energiebehoefte

Het belangrijkste negatieve milieueffect is het energieverbruik. Ondanks het feit dat een deel van deze energie kan teruggewonnen worden, blijft dit verbruik veelal een factor 100 hoger dan voor eenvoudige verwerkingstechnieken.

De schattingen voor het specifiek energieverbruik lopen enigszins uiteen. Voor het maken van de schattingen zijn het gehalte aan organische stof en de hoeveelheid toeslagstoffen die gebruikt worden belangrijk. De organische stof draagt deels bij tot de energievoorziening bij verbranding, maar een hoog gehalte aan organische stof betekent ook, dat er meer bagger- en ruimingsspecie nodig is voor een ton product, omdat de organische stof wordt verbrand. Een grotere hoeveelheid toeslagstoffen zal ook leiden tot een hoger energieverbruik per ton verwerkte bagger- en ruimingsspecie.

In onderstaande tabel zijn enkel die gegevens weerhouden waarin de natuurlijke grondstoffen voor 100% vervangen werden door bagger- en ruimingsspecie.

Tabel 20: Energiebehoefte voor de thermische verwerking van bagger- en ruimingsspecie (VITO 2003)

Bron	Energie verbruik in MJ/tds thermische verwerking residu	Opmerkingen
POSW-II deel 22 (1999)	4060 3000-5000	Energie uit aardgas (110 Nm ³ /tds of 3520 MJ) en elektriciteit (540 MJ)
POSW-II deel 4, 1995 (uit: POSW-II deel 21, 1999)	3625	voor deze schatting is uitgegaan van een installatie die 160.000 ton (droge stof) slibrijke bagger- en ruimingsspecie per jaar verwerkt (55% droge stof), waarbij het energieverbruik voor verwerking van de totale hoeveelheid aangevoerde specie 2900MJ/tds bedroeg. Van de aangevoerde specie werd 80% thermisch verwerkt.
POSW-II deel 13, 1996 (uit: POSW-II deel 21, 1999)	3325	Berekend voor het Ecogrindprocédé, uitgaande van input van 200.000 ton ontwaterde slibfractie/jaar (100.000 ton droge stof), verbruik van 8,8.106 Nm ³ /jaar aardgas en 15.106 KWh/jaar (voor het aardgas is een calorische waarde van 31,65 MJ/Nm ³ gehanteerd)

In het handboek bodemsaneringstechnieken (1999) wordt een energieverbruik van 4800 MJ/ton eindproduct opgegeven. Terwijl een conventionele, commerciële installatie voor aanmaak van lichtgewicht grind een energieverbruik heeft van 2300-2500 MJ/ton eindproduct (berekend uit 2-2,2 MMBTU/st of product opgegeven door JCI/Upcycle, (2002) voor conventionele installaties). Vermits een deel van het ingangsmateriaal verdwijnt (o.a. het organisch materiaal) en een klein deel wordt omgezet in vliegassen is er meer dan 1 ton droge stof input materiaal nodig per ton eindproduct, we schatten dit op ongeveer 1,10 tot 1,15 tds/ ton product. Het energieverbruik van een conventionele installatie kan bijgevolg geschat worden op 2000-2300 MJ/tds invoer (specie residu + natuurlijke klei).

De energiebehoefte per ton product wordt vooral bepaald door de efficiëntie van de installatie, en is dus onafhankelijk van de aard van de bagger- en ruimingsspecie (slibrijke dan wel

zandrijke specie). De benodigde energie voor de voorbehandeling (scheiden etc.) is 15 tot 30 MJ/tds bagger- en ruimingsspecie, en dus verwaarloosbaar ten opzichte van de hoeveelheid die nodig is voor het sinteren (3000-4000 MJ/tds).

Waternutverbruik

Het waternutverbruik betreft vooral water dat nodig is voor de rookgasreiniging, met name ~200 liter (~ 2 m³) per ton droge stof verwerkt slib (POSW-II: deel 21 (1999); handboek bodemsaneringstechnieken (1999)).

Afvalstoffen

De restproducten van de rookgasreiniging, zoals vliegash, gips en actief kool, moeten deels gestort worden, en kunnen deels weer in het proces teruggevoerd worden. De totale hoeveelheid reststoffen is kleiner dan 1% van de invoer (Ecogrid, POSW factsheet n° 6, 1996).

Immobilisatieprocessen produceren producten die vrij toepasbaar zijn in bouwkundige projecten. Er is echter een beperkte afzetmarkt voor deze producten.

Grondstoffenverbruik

De meeste stoffen worden gebruikt voor de zuivering van de rookgassen. De hoeveelheden zijn volgens POSW-II deel 22 (1999): 30-100 kg/tds paneerzand (=toevoeging van zand ter voorkoming van verkleving aan de trommeloven); 1,5 kg/tds kalk; 0,1 kg/tds actief kool; 0,72 kg/tds poly-electrolyet en 2-3 kg/tds zuur/loog.

Emissies

Emissies naar lucht

In onderstaande tabel zijn de totale emissies vergeleken tussen normale, conventionele productie van lichtgewicht grind en de productie met toevoeging van bagger- of ruimingsslib.

Tabel 21: Emissies van conventionele lichtgewicht grind productie en productie met toevoeging van bagger- en ruimingsspecie (VITO 2003)

Bron	JCI/Ucycle (2002)		Argex (1996)	
Proces	Piloot installatie (toevoeging van 70% bagger- en ruimingsspecie)	Gemiddelde van 3 commerciële installaties (normale productie)	toevoeging van 50% bagger- en ruimingsspecie	normale productie
eenheden	kg/ton lichtgewicht grind		mg/Nm³	
SO ₂	0,047	2,20	~2900	~4500
NO _x	6,10	1,13	geen wijziging	
CO	0,835	0,450	~1000	~200
VOC	0,192	0,035		
Stofconcentratie	0,90	0,40	geen wijziging	
Koolwaterstoffen			47	
HCl	0,0020	0,0073	230	Norm: 30
HF			geen wijziging	
Hg	0,00053		0,011	
PCB's	0,0000016			
Cr(VI)	0,000012			

Uit de gegevens uit Tabel 21 valt af te leiden dat de concentratie aan SO₂ daalt bij gebruik van bagger- en ruimingsspecie. De SO₂ emissies worden veroorzaakt door het gebruik van S-rijke klei en dalen door verdunning met bagger- en ruimingsspecie. De concentratie aan CO stijgt, dit is het gevolg van een hoger organisch stofgehalte van de bagger- en ruimingsspecie. Ook de concentratie aan vluchtige organische componenten (VOC) neemt toe bij toevoeging van bagger- en ruimingsspecie. Argex stelde ook nog een aanzienlijke stijging in de emissie van HCl vast, deze stijging is echter niet waargenomen door JCI/Upcycle. Mogelijk speelt de oorsprong van de bagger- en ruimingsspecie (zoet versus zout) en de voorbehandeling hier een belangrijke rol. HCl is immers goed oplosbaar en kan door gebruik van zoet proceswater tijdens de voorbehandeling grotendeels uitgespoeld worden. De overige emissiegegevens zijn niet eenduidig, in de JCI/Upcycle data werd bvb een stijging van het NO_x gehalte vastgesteld, in de testen van Argex werden geen wijzigingen in het NO_x gehalte vastgesteld.

JCI/Upcycle verwacht dat wanneer men start met de commerciële productie van lichtgewicht grind met toevoeging van baggerslib, de performantie van de rookgasreinigingsinstallatie wordt geoptimaliseerd waardoor emissies vergelijkbaar of lager zullen uitvallen dan de emissies van de conventionele lichtgewicht grind productie-installaties.

Emissies naar bodem

Emissies naar bodem kunnen vermeden worden door te werken op een vloeistofdichte vloer. Voor wat de emissies uit de eindproducten betreft, geldt dat de meeste metalen voor > 99% geïmmobiliseerd zijn (Pb, Zn, Cd), voor de oxyanionen is dit niet het geval (bvb. As: 69-76% (Watco, 1998; Schouten, 2000)).

In onderstaande tabel (Tabel 22, p. 104) is de samenstelling, beschikbaarheid, immobilisatiegraad en uitloging van metalen weergegeven van grind vervaardigd uit verontreinigde bagger- en ruimingsspecie.

Tabel 22: De samenstelling, beschikbaarheid, immobilisatiegraad en uitloging van metalen voor grind vervaardigd uit verontreinigde bagger- en ruimingsspecie (VITO 2003)

Samenstelling in mg/kg								
		As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Ecogrind (Watco), 1998	Samenst. bagger	-	8					
	Samenst. grind	195	0,06				3438	5089
	Beschikbaarheid geïmmobiliseerd	60 69%	> 99%				> 99%	2,7 34 > 99%
Schouten, (2000	Samenst. bagger							
	Samenst. grind	100	7		234		2615	4233
	Beschikbaarheid geïmmobiliseerd	24 76%	0,01 > 99%		3,7 > 99%		2,0 > 99%	33 > 99%
Silt-Gralex, 1996	Samenst. bagger	100-110	< 4	250-270	140-150	70	170-190	730-780
	Samenst. grind	42-78	< 4	350	105	110	280	1150
	Uitloging	0,72-0,82	< 0,001	< 0,01	< 0,011	< 0,02	< 0,053	0,08-0,19
Dredging, 1994	Samenst. bagger	62	6,2	160	90	31	115	475
	Samenst. grind	46	2,5	132	59	28	55	345
	Beschikbaarheid	<2,5	<0,25	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 1	< 1
	Geïmmobiliseerd	> 94%	> 90%	> 99%	> 99%	> 98%	> 98%	> 99%
	Uitloging (L/S=10)	0,90-0,91	<0,05	0,30-0,37	<0,10	< 0,10	< 0,20	< 0,35
Dredging, 1994	Samenst. bagger							
	Samenst. grind	20	< 1	22	15	32	< 20	101
	Beschikbaarheid geïmmobiliseerd Uitloging (L/S=10)	3 80%		< 0,5 > 97% < 0,26-0,39	0,7 > 95% < 0,11	< 0,5 > 98% < 0,10		2,7 97% < 0,11
JCL/ UPCYCLE (2002)	Samenst. bagger	13,6	2,33	148	148	37	144	278
	Samenst. grind	9,3	<0,50	11	76	29	9	21
	Beschikbaarheid geïmmobiliseerd Uitloging mg/l (TCLP: L/S=20)	< 0,010	< 0,005	< 0,005			< 0,009	



Emissies naar water

Bij het proces komt afvalwater vrij, dat dient behandeld te worden in een waterzuiveringsinstallatie. Tevens komt afvalwater vrij bij de natte rookgasreiniging. Deze laatste stroom wordt na neutralisatie gezuiverd en vervolgens gerecirculeerd.

Hinderaspecten

Mogelijke geluidslast kan ontstaan door de aan- en afvoer van materialen, en geluid veroorzaakt door de apparatuur. Daar de ovens in een hal staan, zal de geluidshinder van de installaties beperkt zijn. De (behandelde) rookgassen kunnen wel voor enige geurhinder zorgen.

3.2.5.3. Thermische immobilisatie (baksteen)

Door verhoging van de temperatuur worden organische componenten verbrand en zware metalen vastgelegd (geïmmobiliseerd) in de keramische matrix van het eindproduct.

Principe

Sinteren is een thermisch immobilisatieproces waarbij de gedroogde bagger- en ruimingsspecie dusdanig wordt verhit dat er net geen volledige smelting van het basismateriaal optreedt. De temperatuur wordt echter dermate lang aangehouden dat een begin van vervloeiing van de minerale slibdeeltjes optreedt zodat het geheel tot een vast materiaal verkit tijdens de kristallisatiefase.

Tijdens deze verhittingsfase worden de organische verontreinigende stoffen verbrand en verdwijnen de bindingsplaatsen van de zware metalen (organisch materiaal wordt afgebroken, kleimineralen worden omgevormd en oxiden/hydroxiden worden gedeeltelijk gesmolten). Enkele anorganische componenten zoals cadmium en kwik zullen evenwel vervluchtigen tijdens de opwarming.

Onder oxiderende omstandigheden zullen de meeste metalen in oxidevorm in de smelt achterblijven en tijdens de kristallisatiefase geïntegreerd worden in het silicaatrooster.

Onder reducerende omstandigheden vervluchtigt een groter deel van de zware metalen terwijl de overige metalen in het immobilisaat worden vastgelegd.

Bij sintering wordt een stabiele fase gevormd doordat de korrels van de specie aan mekaar kleven. Hier kunnen 2 verschillende vormen vastgesteld worden:

- De droge sintering: de verkitting is voornamelijk het gevolg van chemische reacties en rekristallisatie van de mineralen. Men spreekt van een keramisch product en dit wordt bereikt als men het bakproces stopt op een temperatuur van 950 tot 1050 °C (baksteenproductie stopt vaak bij hogere temperaturen van ca. 1200°C).
- De natte sintering: als de verhitting lichtjes verder wordt verhoogd (1050 tot 1200 °C) treedt een gedeeltelijke smelting op. Bestanddelen van de specie met een laag smeltpunt gaan dan over in de viskeuze fase en dringen in de poriën tussen de nog niet gesmolten bestanddelen. Bij dit proces ontstaat een product met een hoge sterkte. Er wordt een verglaasde huid gecreëerd waardoor het wateropnemend vermogen daalt en de druksterkte verhoogt.

De temperatuurscontrole is zeer belangrijk omdat er bij een te hoge temperatuur vervloeiing optreedt waardoor de vorm van het product kan wijzigen.

Immobilisatieprocessen hebben het voordeel dat er producten worden gerealiseerd die vrij toepasbaar zijn in bouwkundige projecten. De voorwaarden waaraan de producten moeten voldoen worden vastgelegd in de Vlaamse reglementering VLAREA. Het betreft hier voornamelijk maximale concentraties en uitloofcriteria.

Het sinteringsproces kan onderverdeeld worden in de volgende deelfasen:

- de voorbehandeling;
- de feitelijke immobilisatie;
- de nabehandeling van het immobilisaat;
- de verwerking van de reststromen.

De voorbehandeling

De voorbehandeling kan de volgende deelprocessen omvatten:

- fractiescheiding;
- ontwatering;
- mengen;
- vormgeving;
- droging.

Fractiescheiding

Mede door de hoge kostprijs van de thermische immobilisatietechnieken is het belangrijk om de hoeveelheid van de afvalstof die het proces moet ondergaan zoveel mogelijk te beperken. Dit kan gebeuren door het afscheiden van de zandfractie die meestal quasi zuiver is of die via een ander, goedkoper procédé gezuiverd kan worden (wassen, scrubben...).

Deze afscheiding gebeurt meestal in een hydrocylooninstallatie omdat deze werkwijze een hoge graad van afscheiding kan realiseren met duidelijk vastgelegde karakteristieken.

Ontwatering

Voor een thermisch immobilisatieproces is een zo laag mogelijk vochtgehalte voor de start van het verwarmingsproces wenselijk om de energiekosten zoveel mogelijk te drukken. Daarom wordt meestal gekozen voor een mechanisch ontwateringsproces (zeefbandpers, kamerfilterpers...) als eerste ontwateringstap. De mechanisch ontwaterde specie bevat nog steeds ongeveer 40% water, dit is nog steeds te hoog voor de vormgeving.

Menging of droging

Voor de productie van bakstenen is het organische stofgehalte belangrijk; in bagger- of ruimingspecie is dit veelal te hoog en daarom moet natuurlijke klei bijgemengd worden (25 tot 50%) om een voldoende vormvast product te kunnen realiseren. Door deze bijmenging kan ook het vochtgehalte worden verminderd. In een pilootinstallatie in Hamburg wordt echter de specie eerst gedroogd bij 50°C tot een vochtgehalte van ongeveer 20%.

Voorbewerking

Tijdens de voorbewerking wordt een homogeen grondstofmengsel aangemaakt. Hiervoor wordt de bagger- en ruimingsspecie gemengd met diverse toeslagstoffen zoals chamotte en natuurlijke klei en indien nodig met water. Tijdens de vormgeving wordt het grondstofmengsel door middel van extrusie of door gebruik van een mal in de gewenste vorm gebracht.

Droging

Het droogproces is de eerste fase van het verhittingsproces en geschiedt op vrij lage temperatuur (< 200 °C). Als energiebron voor het drogen wordt meestal gebruik gemaakt van restwarmte uit de bakovens.

Het sinteringsproces

Het sinteringsproces kan onderverdeeld worden in verschillende fasen:

- de voorverwarming;
- de sintering;
- de afkoeling.

Voor de productie van bakstenen wordt overwegend gebruik gemaakt van tunnelovens. Tunnelovens zijn continue ovens met een lengte van 50 tot 210 meter en een breedte van 1 tot 10 meter. Als brandstof wordt meestal aardgas gebruikt, soms ook butaan- of propaangas of zware stookolie. In de tunnelovens wordt de bakwaar op ovenwagens voortbewogen en in tegenstroom met de verbrandingslucht en de rookgassen door de oven gevoerd.

De voorverwarming

Tijdens de voorverwarming wordt eerst het aanwezige water verdampt en daarna wordt het meeste organisch materiaal verbrand bij temperaturen van 300 tot 900 °C. Dit wordt de oxidatiefase genoemd. Tijdens deze fase neemt het volume en het gewicht van het materiaal sterk af.

De sintering

Tijdens het bakproces treden in de keramische massa fysische en chemische veranderingen op die leiden tot de gewenste eigenschappen van het eindproduct. Hierbij worden tevens de zware metalen geïmmobiliseerd in de keramische matrix.

Bij sintering wordt een stabiele fase gevormd doordat de korrels in het uitgangsmateriaal aan elkaar groeien. De verkittung is deels het gevolg van chemische reacties en rekristallisatie van de mineralen. Het belangrijkste voor het verkrijgen van een hard product is echter de gedeeltelijke smelt. Voor bagger- en ruimingsspecie begint dit laatste proces tussen de 950 en 1050°C (Handboek bodemsanering, 1999). Bestanddelen met een laag smeltpunt gaan over in een viskeuze massa die in de poriën tussen de nog niet gesmolten bestanddelen dringt. Bij dit proces ontstaat een gebakken keramisch product met hoge sterkte.

De afkoeling

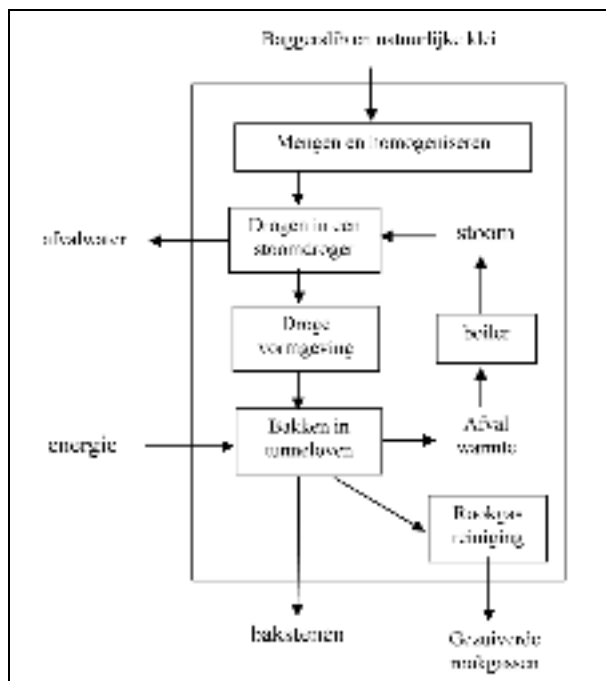
Na het sinteringsproces worden de producten afgekoeld waarbij een kristallisatieproces plaatsvindt en de verschillende speciebestanddelen aan elkaar vastkitten zodat een vormvast en voldoende sterk product wordt gerealiseerd. De wijze van afkoeling bepaald mede de sterktekenmerken van het eindproduct.

De nabehandeling

Tijdens het proces zullen een aantal metalen zoals As, Cd, Hg en Pb, en andere verontreinigende stoffen (NO_x, SO₂, CO, VOS, zware metalen) vervluchtigen. Om binnen de wettelijk vereiste normen te blijven, moet er een rookgasreiniging geïntegreerd worden in het proces met de volgende stappen:

- het naverbranden van de rookgassen;
- het afkoelen van de gassen (de warmte die hierbij vrijkomt wordt hergebruikt voor het drogen);
- behandeling van de gassen d.m.v. zure en basische wassers en een doekenfilter en eventueel actieve kool;
- afvoer van het waswater en het condensaat naar een waterzuiveringsinstallatie;
- eventueel hergebruik van de reststoffen (o.a. vliegashouders) in het proces.

De mate van vervluchtiging van metalen hangt af van het type oven: bij sintering in een reducerend milieu treedt meer vervluchtiging op dan in een oxiderend milieu. Daar staat tegenover dat voor verwerking in een reducerend milieu minder lucht wordt verbruikt. Doordat minder (hoewel sterker verontreinigd) rookgas behandeld moet worden, is de nabehandeling in een reducerend milieu ca 20 tot 30% goedkoper.



Figuur 12: Het productieproces van de firma HZG-Hanseaten-Stein Ziegelei (naar Hamer en Karius, 2002). Emissies kunnen optreden via het afvalwater, de rookgassen en de bakstenen

Organische verontreinigingen worden verbrand en een deel van de anorganische verontreinigingen vervluchtigd (metalen als cadmium en kwik). De overige anorganische verontreinigingen worden vastgelegd in de matrix. Als onder oxiderende omstandigheden wordt gewerkt zullen de meeste metalen in oxidevorm in de smelt achterblijven en tijdens de kristallisatie ingebouwd worden in het silicaatrooster. Zware metalen die op deze wijze zijn vastgelegd zijn niet meer beschikbaar voor uitloging. Een nadeel is dat er een grotere afgasproductie plaatsvindt (in m³) ten opzichte van de reducerende technieken. Onder reducerende omstandigheden vervluchtigen vele metalen en kan een deel van de zware metalen als metaal apart worden afgetapt in de gaswasreinigingsinstallatie. Daardoor blijven minder metalen achter in het product. De overige metalen worden ook sterk in het keramisch product vastgelegd. Er wordt een relatief klein volume afgas geproduceerd, waardoor de capaciteit van de rookgasreinigingsinstallatie niet zo groot hoeft te zijn als bij de oxiderende technieken.

Toepassingsgebied

In principe kunnen alle soorten specie en alle soorten verontreiniging met thermische technieken worden behandeld. Maar vanwege de relatief hoge kosten is de techniek met name interessant voor sterk verontreinigde, slibrijke specie en deelstromen van specie na zandafscheiding, zodat de kosten per in-situ m³ geringer worden.

In de fijne fracties van bagger- en ruimingsspecie zijn cocktails aan verontreinigingen bovendien vaak geconcentreerd, zodat met thermische behandeling een grote milieuwinst kan bereikt worden. Cocktails aan verontreinigingen zijn bovendien niet met andere technieken te reinigen. Specie met hoge concentraties aan organische stof vormen een probleem voor de vormvastheid van het eindproduct.

Met deze techniek is inmiddels ervaring op semi-praktijkschaal in een pilootinstallatie in Hamburg en zijn er een installaties gepland in Bremen (Ulbricht, 2002).

Kosten

Installatiekosten: De pilootinstallatie van Hamburg met een capaciteit van 35.000 ton specie/jaar heeft ongeveer € 15 miljoen aan ontwikkelings- en investeringskosten gevraagd. De bouw van een installatie in Hamburg voor verwerking van 200.000 ton specie/jaar wordt geschat op 35-50 miljoen euro (International Navigation Association, 1998), Ulbricht, 2002).

In de Verenigde Staten zijn door Francingues en Thompson € 25-80 miljoen vooropgesteld voor een installatie (exclusief scheidings- en ontwateringsinstallatie) met capaciteit van 300.000 tot 900.000 ton specie/jaar (Francingues en Thompson, 2000).

Productiekosten: De productiekosten (verwerkingskosten) worden geschat op 25 tot 75 €/ton (Francingues & Thompson, 2000). Het betreft hier waarschijnlijk ton ontwaterde bagger- en ruimingsspecie (droge stof gehalte van 50-60%) zoals die aan de baksteenproducent wordt aangeboden. In Bremen en Hamburg, waar installaties gepland zijn met een capaciteit van 100.000 à 200.000 ton/jaar, verwacht men dat verwerking kan plaatsvinden mits een vergoeding ("tipping fee") van ca. 20-25 €/ton ontwaterde specie die thermische verwerkt wordt (Ulbricht, 2002). De ontwaterde specie bevat bij levering nog meer dan 40% vocht. Rekening houdend met een vochtgehalte van 40-50% betekent dit een vergoeding van ca. 35-50 €/tds. Deze range is vergelijkbaar met de vergoeding ("tipping-fee") van 20-60 €/ton (droge stof?) die door Francingues & Thompson (2000) nodig wordt geacht om de verwerkingstechniek rendabel te maken.

Milieuaspecten

Energiebehoefte

Het energieverbruik voor de productie van traditionele bakstenen ligt om en bij de 3000 MJ/m³ baksteen (Huybrechts et al., 1999). Rekening houdend met het soortelijk gewicht van bakstenen (isolatiestenen: 1000 kg/m³, gevelstenen 1300-1900 kg/m³ (Het soortelijk gewicht van gevelstenen aangemaakt met bagger- en ruimingsspecie ligt tussen 1610 en 1800 kg/m³) en gevelklinkers: 2100-2200 kg/m³) geeft dit een energieverbruik van 1400-3000 MJ/tds.

Voor bakstenen aangemaakt met de fijne fractie van bagger- en ruimingsspecie zal vooral bijkomende energie nodig zijn voor de voorbehandeling van de specie en voor de rookgasreiniging. De emissies moeten immers aan strengere normen voldoen (nl. afvalverbranding) dan de emissies van de kleiverwerkende industrie. Het uiteindelijke energieverbruik wordt geschat op 3000-5000 MJ/tds en is afhankelijk van de procesvoering, de installatiegrootte en het organi-

sche stof en droge stof gehalte van de bagger- en ruimingsspecie (Handboek bodemsanerings-technieken, 1999).

Wat de procesvoering betreft kan er restwarmte gerecupereerd worden uit de bakovens voor het drogen van de specie. Hoe hoger het droge stof gehalte hoe minder energie er naar de droging gaat. De organische componenten uit de specie kunnen eveneens voor een bijkomende energie reductie zorgen. Organische stof heeft immers een brandstofwaarde. Bij verbranding wordt dan energie vrijgesteld en een gedeelte van de normaal gebruikte brandstoffen uitgespaard. Hoe hoger dus het gehalte aan organisch materiaal, hoe minder externe energie aan het proces moet worden toegevoegd. Omdat het organisch materiaal verdwijnt uit het product zal de oorspronkelijke vorm echter veranderen en kan de fysische sterkte van het product afnemen. Indien het gehalte aan organisch materiaal te hoog is, zal het eindproduct minder vormvast zijn.

WATERVERBRUIK

Gering, afhankelijk van het verbruik van de rookgasreinigingsinstallatie.

AFVALSTOFFEN

De vliegassen, en gebruikte absorbeermiddelen, afkomstig uit de rookgasreiniging vormen de belangrijkste afvalstoffen. Naar schatting kan de totale hoeveelheid reststoffen oplopen van één tot enkele procenten van de input op droge-stof-basis. De hoeveelheid reststoffen in de piloot-installatie van Hamburg bedraagt ongeveer één volume procent van de input.

Immobilisatieprocessen hebben het voordeel dat er producten worden gerealiseerd die vrij toepasbaar zijn in bouwkundige projecten.

GRONDSTOFFENVERBRUIK

De specie wordt gemengd met natuurlijke klei (30%) en er is het verbruik van rookgasreinigingsproducten (adsorbeermiddelen e.a.) in het proces. Geen specifieke gegevens beschikbaar.

EMISSIES

Emissies naar lucht

Bij thermische immobilisatie treedt vervluchtiging van o.a. kwik en cadmium op en worden verbrandingsassen geproduceerd. Rookgasbehandeling vormt dan ook een wezenlijk onderdeel van de thermische technieken. In het Duitse Hanseaten-Stein Ziegelei voldoen de emissies aan de vigerende Duitse emissienormen, die ook van toepassing zijn op afvalverbrandingsovens en energiecentrales.

Emissies naar bodem

Organische verontreinigingen worden tijdens het proces voor nagenoeg 100% verbrand en de meeste metalen worden voor > 99% geïmmobiliseerd in de keramische matrix van het eindproduct.

Uit proeven is echter gebleken dat oxyanionen (o.a. As, Mo, Se) en zouten (o.a. SO₄) eventueel wel in belangrijke mate kunnen uitlogen uit het eindproduct (Hamer en Karius, 2002). Door optimalisatie van het productieproces zouden deze problemen echter kunnen opgelost worden (Hamer en Karius, 2002).

Emissies naar water

Afvoer van het afvalwater dat vrij komt bij de rookgasreiniging gebeurt via een waterzuiveringsinstallatie.

Hinderaspecten

Mogelijke geluidslast kan ontstaan door de aan- en afvoer van materialen, en geluid veroorzaakt door de apparatuur. Opslag van zwaar verontreinigde bagger- en ruimingsspecie kan mogelijk voor geurhinder zorgen.

3.2.6. Storten

3.2.6.1. Storten (VITO 2003)

Ruimings- of bagger- en ruimingsspecie die omwille van een te hoge verontreinigingsgraad, al dan niet na voorafgaande verwerking, niet nuttig kan toegepast worden, moet als afvalstof in een stortplaats geborgen worden. Een dergelijke monostortplaats voor ruimings- en bagger- en ruimingsspecie heeft als doel het opslaan van niet herbruikbare verontreinigde ruimings- en bagger- en ruimingsspecie zodanig dat de effecten op het milieu (grondwater en oppervlaktewater) en op de gezondheid van de mens tot een minimum beperkt blijven.

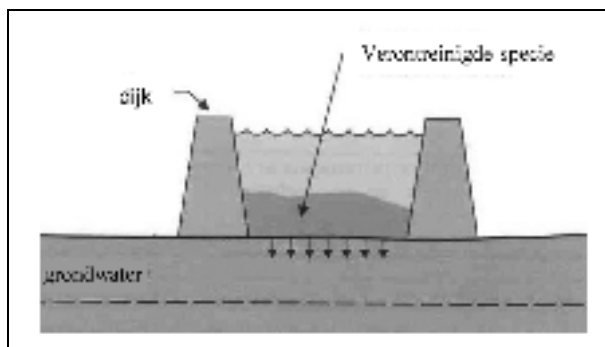
Principe

Voor de definitieve berging van bagger- en ruimingsspecie kunnen in principe twee hoofdcategorieën van storten onderscheiden worden, met verschillende kenmerken:

- stortplaatsen op het land;
- stortplaatsen in het water.

Monostortplaats op het land

Deze stortplaatsen zijn niet door vrij oppervlaktewater omringd. Ofwel wordt de ruimings- of bagger- en ruimingsspecie geheel boven de grondwatertafel opgeslagen ofwel gedeeltelijk in de grondwatertafel. De stortplaats is omringd door een dijk of een damwandconstructie, ofwel is de stortplaats een droge, voormalige klei- of zandwinningsput. Een combinatie van beide, een put waar een dijk omheen gebouwd wordt, om de bergingscapaciteit te vergroten is ook een mogelijkheid. De specie kan ofwel nat opgespoten worden (aanvoer via een begeleiding) ofwel ‘droog’ aangevoerd (per vrachtwagen en kraan, transportband). Verspreiding van verontreinigingen is enerzijds mogelijk via de constante waterdruk die uitgeoefend wordt op de verontreinigde specie waardoor uitloging van contaminanten naar het grondwater mogelijk wordt en anderzijds door het oxideren van de specie ten gevolge van het uitdrogen ervan waardoor bepaalde verontreinigingen mobieler worden. Het gebruik van ondoorlatende folies of kleilagen als bodem- en zijafdichting om de verspreiding van verontreinigingen vanuit de geborgen specie te verhinderen is aangewezen.



Figuur 13: Monostortplaats op het land (omdijkte stortplaats).

De voordelen van opslag op het land zijn:

- De monostortplaats is goed zichtbaar zodat de kans op verstoring van de stortplaats op lange termijn vermeden wordt;
- Het beheer, de monitoring en de bewaking zijn relatief eenvoudig.

De nadelen van opslag op het land zijn:

- Isoleren van het monstert (bvb met waterdichte folie) noodzakelijk om uitloging van verontreinigingen naar het grondwater tegen te gaan;
- Ontwatering en uitdroging van bagger- en ruimingsspecie leidt tot oxidatie waardoor zware metalen mobieler worden dan onder water;
- Relatief duur om de monostortplaats te vullen;
- Landschappelijke impact van de grote dijkstructuren en aanzienlijk ruimtebeslag.

Monostortplaats in het water

Met ‘water’ worden zowel de zee, waterlopen, kanalen als vijvers bedoeld. Ook de storten in het water kunnen op twee manieren uitgevoerd worden: als ringdijkstortplaats of eilandbekken of als overdiepte onderwatercel (Figuur 14, p. 113). In het tweede geval wordt geen dijk aangelegd maar wordt de waterbodem uitgegraven of wordt gebruik gemaakt van een bestaande put onder water.

Bij een ringdijkstortplaats wordt met behulp van dijken een stortplaats aangelegd waarbij de specie zich gedeeltelijk of volledig onder water bevindt. De kruin van de dijk bevindt zich boven water. Vergeleken met een monostortplaats op het land is de hydraulische druk lager. Het effluent is het water dat tijdens het vullen van de monostortplaats overstort. Enkel via het effluent kan de kwaliteit van het omringende oppervlaktewater beïnvloed worden. De hoeveelheid effluent is ongeveer gelijk aan de hoeveelheid bagger- en ruimingsspecie die in de monostortplaats geplaatst wordt. De aanvoer van de specie gebeurt vanaf een locatie aan de buitenkant van de stortplaats vanuit het baggertuig of vanuit een bak via een bakkenzuiger en baggerleiding. Voor grote stortplaatsen kan eventueel een opening in de dijk behouden worden waardoor de baggertuigen binnen de ringdijk kunnen varen en de bagger- en ruimingsspecie rechtstreeks uit het schip kunnen lossen.

Voordelen:

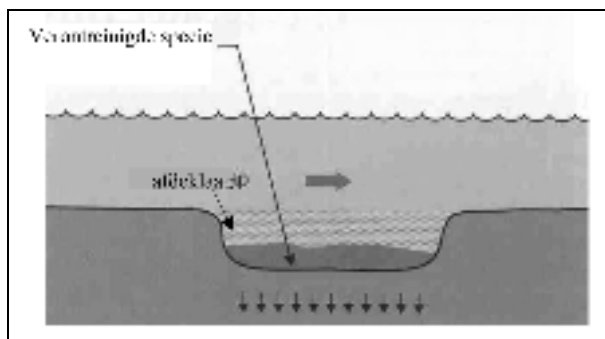
- De specie bevindt zich in een gereduceerd milieu waardoor de zware metalen immobiel blijven;

- De monostortplaats is goed zichtbaar waardoor ongewenste verstoring steeds zal opgemerkt worden;
- Er is weinig dispersie naar het oppervlaktewater door de dijken. Het effluent kan wel met een bepaald debiet naar het watersysteem overstorten;
- De waterhoogte en dus ook de drijvende kracht voor het advectief transport van contaminanten kan gecontroleerd worden;
- Het beheer en de monitoring is relatief eenvoudig.

Nadelen:

- Hinder voor de scheepvaart
- Visuele hinder voor omwonenden.

Bij een onderwatercel of subaquatische monostortplaats (open putbekken) wordt de specie opgeslagen onder het waterniveau, in een natuurlijke of kunstmatig uitgegraven of gebaggerde overdiepte. Er wordt geen gebruik gemaakt van dijken maar van overdieptes in de bodem van de waterloop, vijver, kanaal of zee. De specie wordt in de overdiepte gebracht door met het baggertuig boven de put te varen en de specie in de put te storten (mechanisch of hydraulisch). De specie komt niet boven het niveau van het omliggende bodemniveau. Op het einde van vulperiode kan de specie eventueel fysisch geïsoleerd worden van het oppervlaktewater door middel van een afdeklag ('cap') (zie Figuur 14). Als afdek materiaal worden meestal niet verontreinigde sedimenten of grond gebruikt. Als de druk van het water in de stortplaats gelijk is aan de waterdruk in het omringende oppervlaktewater dan zal het water in de stortplaats zich niet verplaatsen. De verontreinigingen blijven in de stortplaats zitten. Tijdens het vullen van de stortplaats zal de specie in contact komen met het oppervlaktewater en een impact hebben op de waterkolom (vertroebeling) en aquatische organismen.



Figuur 14: Onderwatercel of subaquatische monostortplaats (VITO 2003).

Voordelen:

- De specie bevindt zich in een reducerend milieu waardoor de zware metalen immobiel blijven;
- De berging blijft volledig onder water, de stortplaats is niet zichtbaar wat op esthetisch vlak positief scoort;
- Het vullen is zeer eenvoudig (het baggertuig lost rechtstreeks boven de cel);
- Onderhoudskosten zijn klein;
- Geen hinder voor de scheepvaart.

Nadelen:

- De monostortplaats is niet zichtbaar zodat de kans op verstoring van de stortplaats op lange termijn reëel is;
- Verhoogde kans op dispersie van verontreinigingen vanuit de stortplaats naar het oppervlaktewater wegens het direct contact met het volledige watersysteem, vandaar niet geschikt voor sterk verontreinigde specie;
- Extra maatregelen nodig om dispersie te verhinderen tijdens het vullen van de monostortplaats;
- Geen mogelijkheid tot controle van de waterdruk in en rond de monostortplaats om eventuele uitlogingen te kunnen beheersen.

In de levenscyclus van een stortplaats zijn drie fasen te onderscheiden:

- Aanlegfase
- Vulfase of exploitatiefase
- Beheersfase of nazorgfase

De duur van de eerste twee fasen kan variëren van enkele weken tot meerdere (tientallen) jaren afhankelijk van de grootte van het project. Aangezien het om een definitieve berging gaat van verontreinigde specie duurt de beheersfase in principe eeuwig, tenzij de specie later opnieuw verwijderd wordt om alsnog verwerkt te worden (op een moment dat er wel geschikte reinigingstechnieken voorhanden zijn).

Aanlegfase

De aanlegfase bestaat voor een stortplaats op het land of in het water uit de oprichting van dijken en indien nodig het voorzien van maatregelen om de verspreiding van verontreinigingen vanuit de stortplaats naar de omgeving te beperken (folie, ondoorlatende laag, drainagelaag, zuiveringsinstallatie...). Wanneer de stortplaats een voormalige zand- of kleiwinning is, zullen de aanlegwerkzaamheden neerkomen op een ingebruikname van de put en het eventueel voorzien van de nodige beschermende maatregelen.

Vulfase

De vulfase is de periode waarin het stortbekken volgestort wordt met bagger- en ruimingsspecie tot en met het eventueel afdekken van de specie met een schone afdeklaag. Het vullen gebeurt aan de hand van opgelegde criteria voor de acceptatie van specie. Pas nadat de eventueel noodzakelijke afdeklaag is aangebracht is er sprake van een stabiele eindsituatie. Het storten van de specie kan, afhankelijk van de type-stortplaats, op mechanische of hydraulische wijze gebeuren. Mechanische manieren zijn bijvoorbeeld kleppen of onderlossen, het gebruik van een stortkoker, voor steekvaste specie kan dit ook een kraan of een transportband zijn. Op hydraulische wijze wordt de specie verpompt via een leiding, die al of niet onder water geplaatst wordt. Om vertroebeling van de waterkolom bij onderwaterstorten (slibwolken) te vermijden wordt gebruik gemaakt van een onderwaterdiffusor die de specie dicht bij de bodem, onder gecontroleerde en gelijkmatige uitstroming in de deponie brengt.

Na het beëindigen van het storten is de vulfase nog niet afgerond, omdat gewacht wordt tot een bepaalde mate van consolidatie van het gestorte materiaal is opgetreden, voordat het stort afgedekt kan worden met een erosiebestendige leeflaag. De vulfase bestaat dus uit de stort- en consolidatiefase.

De bovenafdek bestaat voor een ‘droog’ stort uit een folie, drainagelaag en leeflaag, voor een onderwaterstort zal dit een laag propere grond of sediment zijn.

Beheersfase

Eenmaal het stort volledig is opgevuld en afgedekt met een propere laag grond of sediment start de beheersfase. Als er eenmaal sprake is van een beheerssituatie is de emissie naar de omgeving minimaal. Mogelijk ontstaat er bij een stortplaats op het land nog percolaat dat afhankelijk van de verontreinigingsgraad moet gezuiverd worden. Tijdens de beheersfase wordt de kwaliteit van het grondwater en het oppervlaktewater in de omgeving opgevolgd.

De belangrijkste uitgangspunten bij het ontwerp van een monostortplaats zijn:

1. Aard, hoeveelheid, herkomst en moment van vrijkomen (ruimen, baggeren) van de specie. Uit deze gegevens volgt de nodige bergingscapaciteit, de mogelijke uitlevering, vulsnelheid en consolidatie. Ook de mogelijkheden inzake manier van aanvoer van de specie (per schip, per as, via baggerleidingen of combinaties ervan) en de eventueel noodzakelijke voorafgaande verwerking (zandafscheiding, ontwatering) kan hieruit afgeleid worden. Tot slot zal ook de mogelijke impact op de omgeving (bodem, water, lucht, geluid) tijdens de aanvoer, verwerking en berging kunnen ingeschat worden.
2. Zoeken naar geschikte of geschikt te maken bergingslocaties rekening houdend met:
 - (hydro)geologische, geografische, waterhuishoudkundige, archeologische, ecologische en klimatologische randvoorwaarden;
 - lokale functies, waarden, bodem- en ruimtegebruik, bestemmingen (bestaande en geplande);
 - maatschappelijk en bestuurlijk draagvlak;
 - risico's en onzekerheden bij de aanleg, exploitatie en beheer.

Hieruit volgen de mogelijke stortplaatstypes, de geometrie en de afmetingen, het ruimtebeslag, de specifieke lokale milieueffecten, de landschappelijke inpasbaarheid, de planologische mogelijkheden en de te verwachten reacties van lokale betrokkenen.

Uit deze analyse zal de geschiktheid en haalbaarheid van de gekozen locatie afgeleid kunnen worden.

Het technisch ontwerp van de stortplaats omvat het civieltechnisch ontwerp en de landschappelijke inpassing ervan. Enkele aandachtspunten zijn:

Bij de bepaling van het volume of de capaciteit van een monostortplaats moet in eerste instantie uitgegaan worden van de hoeveelheid te baggeren specie. Hierbij moet rekening gehouden worden met de uitlevering (volumetoename van de specie door het baggerproces). Het volume gebaggerde specie dat in een monostortplaats wordt geplaatst zal bijgevolg initieel een groter volume innemen dan na consolidatie van het slib.

Bij een monostortplaats op het land moet de oppervlakte en de hoogte boven het water (sliboppervlak) voldoende groot zijn tijdens het hydraulisch vullen om de zwevende stoffen niet te verliezen uit de stortplaats.

Een ringdijkmonostortplaats wordt eerst volledig met water gevuld. Wanneer het baggerslib in de monostortplaats wordt geplaatst zal het teveel aan water (effluent) overstorten. Dit zal eventueel gezuiverd moeten worden. De hoogte van de dijken moeten hoger zijn dan de definitieve vulhoogte opdat er bij een storm geen water met zwevende stoffen zou overstorten naar het omringende oppervlaktewater.

De afmetingen van een onderwatermonostortplaats zijn grotendeels afhankelijk van het totaal volume dat moet gebaggerd worden en de fysische karakteristieken van het gebaggerde sedi-

ment. Het niveau van de specie na opvullen en afdekken moet lager zijn dan de omliggende bodem om erosieverlies door stroming, golven en scheepvaart te beperken.

De dijken van een monostortplaats op het land bestaan uit aarde of klei. Algemene richtlijnen zijn beschikbaar voor de constructie van dijken (USACE, 1987). Voor het ontwerp van een dijk wordt rekening gehouden met de helling van de dijk, de draagkracht en de mogelijkheid tot lekken. Een stortdijk is opgebouwd uit een homogeen materiaal dat voldoende verdicht wordt. Aan de binnenkant van de dijken wordt een afsluitlaag aangebracht om lekken te vermijden. Het ontwerp van een dijk voor een ringdijkmonostortplaats is meer complex. Er moet rekening gehouden worden met erosieve krachten en de golfslag van het water. Als het visueel aanvaardbaar is kan de dijk zo hoog als nodig gebouwd worden om voldoende opslagcapaciteit te creëren. Als het visueel niet aanvaardbaar is om hoge dijken te bouwen dan moet zeker verhinderd worden dat oppervlaktewater onder invloed van de wind in de monostortplaats terechtkomt en dat het water in de monostortplaats niet overstort naar het oppervlaktewater.

Vooraleer de monostortplaats definitief in te richten moeten de resultaten van een algemene hydrogeologische studie en een stabiliteitsstudie van het betreffende terrein en omgeving goedgekeurd worden door de bevoegde overheid.

Toepassingsgebied

Het storten van ruimings- of bagger- en ruimingsspecie is toepasbaar op elk type specie, voor alle types van verontreinigingen. In de praktijk zal voor het storten van specie gekozen worden indien de specie niet verwerkt kan worden (ontzanding en/of reiniging) en er dus geen hergebruiksmogelijkheden zijn.

In Vlaanderen zijn er een aantal monostortplaatsen voor bagger- en ruimingsspecie zoals reeds aangegeven in Tabel 3, p. 12.

Kosten

De kosten hangen in sterke mate af van lokale factoren. De kosten kunnen opgedeeld worden in inrichtingskosten, exploitatiekosten en nazorg. De kosten voor berging op de stortplaats van Silvamo bedraagt ongeveer 30 €/ton voor specie met een droge stof gehalte van meer dan 65% en 40 €/ton voor specie met een droge stof gehalte van ongeveer 50% (alle kosten zijn exclusief heffingen). Herberekend naar kosten per tds, geeft dit ongeveer 30-80 €/tds. De algemene stortkosten voor Vlaanderen variëren tussen 20 en 70 €/m³ (exclusief heffingen) en hebben betrekking op afvoeren ontwateren en definitief storten.

Tabel 23: Stortkosten (exclusief hefvingen) voor Vlaanderen en omliggende landen (VITO 2003). - Indicatieve tabel

Stortplaats	Kosten	Opmerkingen	Bron
Antwerpen: onderwatercellen in het Delwadedock	15-20 €/tds		
Algemeen, Vlaanderen,	20-70 €/m ³	voor afvoeren, ontwateren en definitief storten Afhankelijk van de karakteristieken van de specie en van de projectparameters	Workshop 'Management van verontreinigde bagger- en ruimingsspecie', 2002
Silvamo, Kortemark, Vlaanderen	30-40 €/ton nat	Afhankelijk van droge stof gehalte (40 €/ton voor specie met 50% droge stof gehalte en 30 €/ton voor specie met droge dstof gehalte > 65%)	Silvamo, 2002
Nederland	14 €/tds	Stortkosten omdijkt bagger- en ruimingsspeciebekken of storkosten bagger- en ruimingsspecie in diepe put	Expert-opinie begeleidingscommissie
	45 €/ton	Storkosten IBC stort	
Duitsland	15-40 €/ton ontwaterde bagger- en ruimingsspecie	stortplaats op land inclusief vergunningen, aanleg, beheers- en nazorgkosten	Mondelinge mededeling, manager baksteenfabriek Hamburg (40 €/ton), Deponie Francop en Neuenfelde: 15 €/ton
Denemarken	20-40 €/ton sediment	Monostortplaats op land (inclusief aanleg stortbekken, zuivering percolaatwater en aanleg afdeklaag)	Bortskaffelse af havnesediment: Mijøstyrelsen; Miljøproject Nr 633, 2001

Milieuaspecten

Energieverbruik

Het energieverbruik bij storten is laag en zit enkel in de energie nodig voor de aandrijving van de pomp(en) om de monostortplaats te vullen en eventueel overtollig water af te pompen. Een waarde van 1 MJ/tds en een waarde van 25 MJ/tds wordt opgegeven in twee Nederlandse rapporten (Verwerking van bagger- en ruimingsspecie: basisdocument voor besluitvorming – AKWA-rapport 00.006, September 2000 geeft 25 MJ/tds op; en Milieubeoordeling van verwerkingsketens voor verontreinigde bagger- en ruimingsspecie, POSW fase II, Deel 22 (1992-1996) geeft 1 MJ/tds op).

Waterverbruik

Geen

Afvalstoffen

Geen

Grondstoffen

Materiaal voor aanleg van dijken.

Emissies

Emissies naar het grondwater

De grootte van de emissies hangt af van de condities van de lokale grondwatertafel en het ontwerp en type van de monostortplaats. Zowel kwantitatieve als kwalitatieve effecten op het grondwater kunnen ontstaan door de aanleg van een stortplaats.

Een monostortplaats op het land kan de grondwaterstroming wijzigen door het extra gewicht op de onderliggende bodemlagen waardoor de hydraulische weerstand toeneemt. Door bronbemaling tijdens de aanleg zal de grondwaterstand lokaal wijzigen. Door het uitgraven van een stortbekken kan de lokale hydrogeologie verstoord worden.

Verontreinigingen aanwezig in de geborgen specie kunnen via het consolidatiewater in het omringende grondwater terechtkomen, gehinderd of juist geholpen door een stijghoogteverschil tussen stortplaats en omgeving. De verspreiding van verontreinigingen via het grondwater is een uiterst traag proces.

Emissies naar het oppervlaktewater

Stortplaatsen die in oppervlaktewater worden aangelegd kunnen effecten hebben op de lokale waterhuishouding (stroming, debiet, sedimenttransport, ...) en op de waterkwaliteit. Vooral bij onderwatercellen, waar een rechtstreeks contact is tussen de te bergen specie en het oppervlaktewater, kan de kwaliteit van het oppervlaktewater beïnvloed worden. Vooral tijdens de vulfase kan vertroebeling van de waterkolom optreden. Na het vullen zal door de verdere consolidatie van de specie verontreinigd consolidatiewater in het oppervlaktewater terechtkomen. Bij ringdijkstortplaatsen of stortplaatsen op het land zal er vooral invloed zijn via het effluent. Wanneer de opgelegde lozingsnormen overschreden worden is een zuivering nodig.

Bij monostortplaatsen op het land of ringdijkmonostortplaatsen wordt het transport- en percolatiewater als effluent afgevoerd en geloosd op het oppervlaktewater. Dit effluent dient mogelijk te worden gezuiverd vóór lozing indien niet voldaan wordt aan de geeïste lozingsnormen.

Emissie naar de lucht

Bagger- en ruimingsspecie bevat normaal gezien geen hoge concentraties vluchtige stoffen en de biologische afbraak van organisch materiaal met vorming van methaan en koolstofdioxide tijdens het bergingsproces zal in normale omstandigheden en in vergelijking met de afbraak in situ klein tot verwaarloosbaar zijn. Tijdens de aanvoer en de vulling van het stortbekken (indien dit boven water gebeurt) kan enige geurhinder optreden ten gevolge van de vorming van H_2S bij het opspuiten van anaërobe bagger- en ruimingsspecie met een hoog organisch stofgehalte. De emissies naar de lucht zijn bijgevolg minimaal.

Hinderaspecten

Geur

Enige geurhinder ten gevolge van de vorming van H_2S kan tijdelijk optreden tijdens het opspuiten.

Geluid

Pompen die gebruikt worden om de monostortplaats te vullen zijn specifieke geluidsbronnen. Voor de berekening van de geluidsbelasting is de bronsterkte en de plaats en frequentie waarmee het materiaal wordt ingezet van belang.

Hoofdstuk 4**BESCHIKBARE MILIEUVRIENDELIJKE
TECHNIEKEN**

In hoofdstuk 3 werd voor elk van de verwerkingstechnieken reeds een kwalitatieve inschatting gemaakt van de milieubelasting. Een belangrijk milieuaandachtspunt bij het verwerken van bagger- en ruimingsspecie is het lozen van afvalwater. Bijkomende milieu-items zijn de emissies naar de lucht, bodem en hinder door geluid.

In onderstaande paragrafen worden de milieuvriendelijke maatregelen voor elk van de bovenvermelde milieuaandachtspunten besproken voor de baggerverwerkings-technieken die thans (2006) worden toegepast: nl. ontwateren, zandafscheiding en storten van de bagger- en ruimingsspecie. Hierbij wordt verder ingegaan op de kwantitatieve inschatting van de impact t.g.v. het ontwateren en storten van specie en de bespreking van de beschikbare milieuvriendelijke technieken.

De overige verwerkingstechnieken besproken in hoofdstuk 3 zijn momenteel geen operationele concepten. Er zijn hierover dan ook geen gegevens ter beschikking omtrent de maatregelen die genomen worden om de milieubelasting bij uitvoering te beperken.

4.1. Afvalwater**4.1.1. Kwalitatieve beschrijving**

Afvalwater bij het verwerken van specie komt vrij bij het ontwateren in laguneringsbekkens of d.m.v. mechanische ontwateringsinstallaties.

De aanwezigheid van verontreinigingen in de bagger- en ruimingsspecie wil niet zeggen dat deze stoffen ook in dezelfde mate het lozingswater verontreinigen. Wel kan gesteld worden dat in alle gevallen 80 tot meer dan 95% van de verontreinigingen gebonden is aan onopgeloste bestanddelen in het water, met uitzondering van stikstof.

De hoeveelheid en de samenstelling van vrijkomend afvalwater kan sterk variëren naargelang de aangevoerde specie, het seizoen en de wijze van ontwateren. Afvalwater afkomstig van de ontwatering van specie is voornamelijk belast met *CZV*, *ZS* en *stikstof*. Daarnaast bevat het afvalwater kleine concentraties fosfor- en sulfaatverbindingen, *BZV*, *metalen* en mogelijk andere verontreinigingen waaronder AOX, TBT, gebromeerde vlamvertragers en PAK's.

Voor de parameters, CZV, BZV, ZS, N, P, SO_4^{2-} , metalen, PAK's en PCB's zijn kwantitatieve gegevens beschikbaar (zie § 4.1.2). Voor TBT, gebromeerde vlamvertragers en AOX ontbreekt kwantitatieve informatie. Deze parameters worden daarom enkel kwalitatief besproken.

4.1.1.1. Tributyltin (TBT)

TBT is een biocide dat gebruikt werd in verven voor scheepsrompen om aangroei door algen en andere zeeorganismen te voorkomen. TBT komt door uitloging in zee terecht en accumuleert er in het sediment. Sinds 1 januari 2003 is het gebruik van organotin componenten in anti-aangroei systemen voor schepen weliswaar in Europa verboden (Richtlijn 1999/51/EC).

TBT is een bij uitstek hydrofobe verbinding (Fent 1996, Pynaert&Speleers 2003). Zij kent dus een erg lage oplosbaarheid in water, en zal zich voornamelijk concentreren in sedimenten en/of organisch materiaal. Bovendien adsorbeert TBT zeer gemakkelijk aan zwevend stof in de waterkolom. TBT verdeelt zich dan ook over de volgende fasen (op basis van metingen in het meer van Luzern tussen 1988 en 1994, Fent 1996):

- waterkolom: 0,1-0,8 µg/l
- zwevend stof: 1.000-2.000 µg/kg
- organisch materiaal (mosselen): 1.100-9.400 µg/kg
- sediment: 40-700 µg/kg

De concentratie van TBT in sediment is zowat 3 ordes groter dan in water, en die in zwevend stof en organisch materiaal is nog een orde groter. Dit wordt tevens geïllustreerd door metingen die FENT heeft uitgevoerd op verschillende stadië van een zuiveringsproces voor huishoudelijk afvalwater. Het influent bevatte hierbij om en bij de 200 ng/l aan TBT. Uit de metingen blijkt dat quasi 80% van de organotinverbindingen verdwenen is na de primaire bezinking (een proces gericht op verwijdering van zwevende stof), 90% na de secundaire bezinking, en 99% na een bijkomende filtratiestap. Op die manier kunnen effluentconcentraties van 1 à 17 ng/l bereikt worden. Volgens het referentielabo van VITO ligt de detectielimiet voor TBT op 1 ng/l.

Gegevens omtrent de aanwezigheid van TBT in het afvalwater bij baggerverwerkingssites zijn echter niet beschikbaar. Wel wordt in de Antwerpse haven momenteel <25 ng TBT/l aangetroffen (persoonlijke communicatie GHA).

4.1.1.2. Gebromeerde vlamvertragers (BFR's)

Wat betreft de aanwezigheid van *gebromeerde vlamvertragers (BFR's)* tonen literatuurgegevens, m.n. het MIRA-rapport achtergronddocument 2004, aan dat “*het opsporen van BFR's in water; omwille van de lage oplosbaarheid van deze stoffen en de analytische detectielimieten, weinig realistisch is*”.

Onder de gebromeerde vlamvertragers horen o.m.(VMM, persoonlijke communicatie maart 2007):

PBT	pentabroomtolueen
PBEB	pentabroommethylbenzeen
BTBPE	bis(tribroomfenoxy)ethaan
TBPIC	tris(dibroompropyl)isocyanuraat
DBDPE	decabroomdifenylethaan
BDE	broomdifenylether
HBCE	hexabroomcyclododecaan
TBBPA	tetrabroombisfenol A
PBBA	pentabroombenzylalkohol

Het Gemeentelijk Havenbedrijf Antwerpen (GHA) deed reeds in 2005 metingen op gesimuleerd overstortwater. Hierbij werd een hoeveelheid specie intens gemengd en geschud met eenzelfde volume water uit de loswal, gedurende 24 uur. Het water dat hierna vrijkwam, kan beschouwd worden als *worstcase* overstortwater. Het gesimuleerd overstortwater gaf een resultaat beneden de detectielimiet en bevestigt m.a.w. deze stelling (persoonlijke communicatie GHA). Praktijkmeetgegevens omtrent de aanwezigheid van gebromeerde vlamvertragers in het afvalwater bij baggerverwerkingssites zijn niet beschikbaar.

4.1.1.3. Adsorbeerbare organische halogeenverbindingen (AOX)

De AOX-bepaling, waarmee de hoeveelheid gechloreerde, gebromeerde, gejodeerde en gefluoreerde organische stoffen in het water wordt bismeten, blijkt verstoort te worden door Cl_2 , ClO -, ClO_2 -, ClO_3 -, ClO_2 en chlooramine. Deze stoffen leiden aldus tot een overschatting bij de AOX-bepaling.

Om interferentie met Cl te vermijden, werd de AOX-bepaling recent aangepast. De correcte meetmethode voor AOX in water is de WAC/IV/B/011 methode. Deze methode is bruikbaar voor "hoog zoutgehalte-monsters". Absolute voorwaarde is wel dat het zoutgehalte bekend is en dat daar tijdens de analyse ook rekening wordt mee gehouden. De bijdrage van anorganische chlorides wordt in rekening gebracht door uitvoeren van een AOX bepaling van een waterstaal waaraan dezelfde hoeveelheid zout is toegevoegd als aanwezig in het afvalwater. VMM voerde recent een meetcampagne in de sector om deze WAC methode te testen. De detectielimiet van deze meetmethode is 8 µg/l. De momenteel (april 2007) beperkte beschikbare meetgegevens zijn samengevat in onderstaande tabel. Omwille van de beperkte dataset kunnen nog geen conclusies genomen worden.

Karakteristieken van het laguneringswater

De waterstromen die vrijkomen uit de verschillende velden is zowel in omvang als in kwaliteit sterk verschillend. Elke vulling brengt een eenmalige lozing van afvalwater voort met een duur van dagen tot weken. In geval van hydraulisch opgespoten specie zijn dit aanzienlijke hoeveelheden afvalwater die op korte tijd vrijkomen. In geval van mechanisch vullen van de laguningsvelden is de hoeveelheid vrijkomend afvalwater beperkt.

Parameters van belang:

- Stikstof, veroorzaakt door het (anaeroob aangetaste) organisch materiaal in de bagger- en ruimingsspecie.
- Sulfaten, veroorzaakt door oxidatie (tijdens het laguneren) van de sulfiden steeds aanwezig in de bagger- en ruimingsspecie. Deze sulfaten logen vnl. met het neerslagwater mee uit.
- Chloriden, bij verwerking van specie uit brak water.
- Geleidbaarheid, veroorzaakt door de aanwezigheid van vnl. anorganische zouten. Deze geleidbaarheid wordt voornamelijk bepaald door het consolidatiewater van het baggerslib en is dus moeilijk in de hand te houden.
- CZV
- Mogelijk AOX, TBT en gebromeerde vlamvertragers
- Mogelijk Metalen

Karakteristieken van het afvalwater afkomstig van mechanisch ontwateren

Tijdens mechanisch ontwateren komt het water op een eerder continue manier vrij. Bij mechanisch ontwateren wordt steeds een flocculant aangewend om het slib voldoende snel te persen. Het soort flocculant kan de filtraatkwaliteit beïnvloeden. Het water dat vrijkomt is in hoofdzaak filtraatwater dat met secundaire zuiveringstechnieken gezuiverd dient te worden voor lozing.

Parameters van belang:

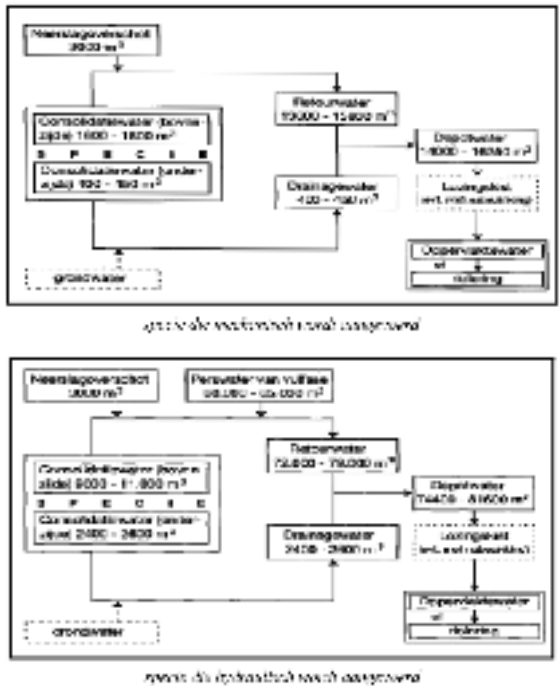
- Stikstof, veroorzaakt door het (anaeroob aangetaste) organisch materiaal in de bagger- en ruimingsspecie.
- Sulfaten en chloriden

- Geleidbaarheid, veroorzaakt door de aanwezigheid van vnl. anorganische zouten. Deze geleidbaarheid wordt voornamelijk bepaald door het filtraatwater van het baggerslib, en door de noodzaak van flocculanten.
- pH, gezien eventuele invloed door de flocculanten.
- CZV, met name recalcitrante CZV, die kan ontstaan door gebruik van bepaalde flocculanten.
- Mogelijk AOX, TBT en gebromeerde vlamvertragers
- Metalen

4.1.2. **Kwantitatieve inschatting**

Bij het verwerken van bagger (in sommige gevallen in combinatie met het verwerken van grond) werd in 2004 ca. 1.100.000 m³ afvalwater geloosd. Dit is ongeveer 0,50% van de totale hoeveelheid afvalwater geloosd door de Vlaamse industrie. Deze inschatting is gebaseerd op de vergunde debieten uit de milieuvergunning van de baggerverwerkingscentra. Daar de vergunde debieten steeds het maximaal toelaatbaar debiet aangeven, zal de inschatting van het totaal geloosd afvalwater van de sector overschat zijn.

De omvang van de hoeveelheid vrijkomend afvalwater bij laguneringsvelden bedraagt ruwweg 0,5 tot 3 maal de omvang van de hoeveelheid opgeslagen materiaal. Figuur 15 geeft een overzicht van de debieten van de verschillende waterstromen bij mechanisch aangevoerde specie en hydraulisch aangevoerde specie (CIW, 1999).



Figuur 15: Algemene schematische weergave van de verschillende waterstromen en hun debieten voor een laguneringsbekken van 25.000 m³ bagger- en ruimingsspecie met een vultijd van < 1 jaar (CIW, 1999)

Om een idee te geven hoeveel van een verontreiniging uit de specie via het retourwater en het drainagewater weer in het watersysteem wordt geloosd (totale vracht van een verontreiniging) zijn voor de belangrijkste verontreinigingen de jaarlijkse vrachten aangegeven in Tabel 24.

De vrachtgegevens zijn berekend voor een bagger- en ruimingsspecieopslag van 25.000 m³ dat éénmalig wordt gevuld binnen één jaar. De vrachten zijn bepaald a.h.v. de volgende berekening (CIW 1999):

$$\text{vracht} = [\text{retourwaterdebiet}] \times [\text{concentratie van een stof in het retourwater}]$$

Voor mechanisch en hydraulisch aangevoerde specie is gerekend met debieten van respectievelijk 14.700 m³ en 75.500 m³ (zie Figuur 15). Voor de concentraties is gebruik gemaakt van de gegevens uit het rapport van TAUW Milieu (1996) en getoetst aan de gegevens van VMM (2004). De gegevens van TAUW Milieu zijn vastgesteld a.h.v. gegevens van het retourwater van 9 tijdelijke bagger- en ruimingsspecieopslagplaatsen. Er is daarbij geen onderscheid gemaakt tussen velden met hydraulisch aangevoerde specie en velden met mechanisch aangevoerde specie. Aangezien de concentratie van de verontreinigingen in het retourwater bij hydraulisch aangevoerde specie, door verdunning van het consolidatiewater met het transportwater, over het algemeen lager zal zijn dan bij mechanisch aangevoerde specie zal de hoogste waarde in de concentratierange waarschijnlijk afkomstig zijn van velden met mechanisch aangevoerde specie en de laagste waarde in de concentratierange van velden met hydraulisch aangevoerde specie. Hiermee is bij de berekening van de vrachten geen rekening gehouden. Dit betekent dat de hoogste waarde bij de vrachtrange van hydraulisch aangevoerde specie waarschijnlijk te hoog zal zijn (worst-case scenario) en de laagste waarde bij mechanisch aangevoerde specie te laag. Om deze reden zijn deze waarden in onderstaande tabel tussen haakjes aangegeven.

Tabel 24: Indicatie van de concentraties en vrachten van stoffen, gebaseerd op een laguneringsbekken van 25.000 m³ met één vulling binnen één jaar

Stof	Concentratiebereik in het afvalwater (opgelost + onopgelost) in µg/l	Vracht aanwezig in het afvalwater van één vulling binnen één jaar (opgelost + onopgelost) in kg	
		Mechanisch aangevoerde specie ^a	Hydraulisch aangevoerde specie
Chroom	5-110	(0,074)-1,62	0,38-(8,31)
Nikkel	5-35	(0,074)-1,52	0,38-(2,64)
Koper	5-30	(0,074)-1,44	0,38-(2,27)
Zink	45-190	(0,66)-3,53	3,4-(18,1)
Cadmium	0,4-2,5	(0,009)-0,037	0,03-(0,19)
Kwik	0,1-0, 5	(0,002)-0,0074	0,008-(0,038)
Lood	14-45	(0,21)-0,66	1,06-(3,4)
Arseen	3,5-95	(0,051)-1,40	0,26-(1,72)
Minerale olie	< 0,1	< 0,002	< 0,008
PAK's	0,2-0,8	(0,0029)-0,012	0,015-(0,060)
PCB's	< 0,1	< 0, 002	< 0,008
NH ₄ -N	0,1-27 mg/l	(1,470)-4	8-(2050)
Totale N	4-57 mg/l	(60)-840	304-(4300)
P totaal	0,08-26 mg/l	(1,2)-382	6-(1960)
CZV	16-246 mg/l	(240)-3620	1210-(18600)

- a. Omwille van berekening van de vrachten op basis van gegevens uit velden met zowel geknepen als hydraulisch aangevoerde specie, en omwille van verdunningseffecten bij hydraulisch aangevoerde specie zijn de minimum waarden bij geknepen specie te laag en de maximum waarden bij hydraulisch aangevoerde specie te hoog = worst case scenario.

Om deze vrachten in een juist perspectief te kunnen plaatsen is het interessant om te kijken naar het baggerrendement, tzt. de vracht aanwezig in het afvalwater te vergelijken met de vracht aan verontreinigingen in de gebaggerde specie, waarmee de waterbodem ooit was verontreinigd. In het CIW-rapport (1999) werd een vergelijking gemaakt tussen de verontreiniging in de specie met de berekende vrachten in het afvalwater (zie Tabel 24). Hieruit bleek dat de vracht die geloosd wordt in de regel minder dan 0,01% vertegenwoordigt van de hoeveelheid verontreinigende stoffen die geborgen wordt door het baggeren.

Ter informatie worden hieronder de gegevens weergegeven welke zijn teruggevonden in de meetgegevens van VMM voor 2004. Deze geven een beeld van de effluentsamenstelling van gezuiverd afvalwater (o.a. zandfilter en actief koelfilter) afkomstig van enkele laguneringsvelden in Vlaanderen.

Tabel 25: *Overzicht meetgegevens van het gezuiverde retour- en drainagewater bij ontwatering van bagger- en ruimingsspecie (gegevens VMM-2004)*

Parameter		Range gemeten waarde
pH		7- 8
Geleidbaarheid	µS/cm	1453-2870
Zwevend stof	mg/l	2-97
BZV	mg O ₂ /l	2-25
CZV	mg O ₂ /l	15-190
Chloriden	mg/l	28-610
Sulfaten	mg/l	301-1203
Fosfor	mg/l	0,09-1,29
Kjeldahl-N	mg/l	1,8-26,4
Ammonium	mg/l	0,1-27,9
Nitraat	mg/l	0,5-20,3
Nitriet	mg/l	0,092-0,31
N-totaal	mg/l	4-56,4

4.1.3. Milieuvriendelijke technieken

In onderstaande paragrafen worden de mogelijke waterzuiveringstechnieken besproken ter verwijdering van de belangrijkste polluenten uit het afvalwater dat vrijkomt bij het ontwateren van bagger- en ruimingsspecie.

4.1.3.1. *Optimaliseren van het bekkenbeheer ter beperking van het gehalte aan onoplosbare bestanddelen in het afvalwater bij lagunering (CIW, 1999)*

Beschrijving van de techniek

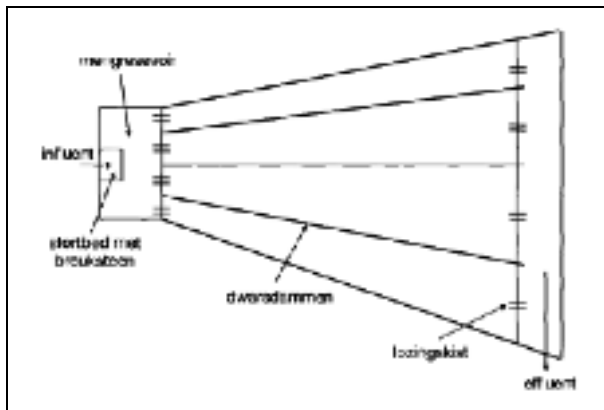
In het geval van ontwatering door lagunering zijn de mogelijkheden om het debiet en het gehalte aan onoplosbare bestanddelen te beperken afhankelijk van de vulstrategie van de laguneringsvelden en de wijze waarop de specie wordt aangevoerd.

In de volgende subparagrafen zal nader worden ingegaan op de mogelijkheden van bekkenbeheer om debieten en gehalten onopgeloste bestanddelen te beperken.

- De specie mechanisch aanbrengen in het laguneringsbekken ipv het hydraulisch op te spuiten. Hierdoor wordt er minder water mee in het laguneringsbekken gebracht dus minder retourwater gegenereerd.

In geval van hydraulisch opspuiten:

- Recirculatie kan toegepast worden indien de bezinkvoorzieningen beperkt zijn en indien specie m.b.v. een persleiding direct van de baggerlocatie in het laguneringsbekken wordt gespoten. Het retourwater wordt terug over de gestorte specie gevoerd of kan als voedingswater voor de zuigers dienen. Recirculatie kan tot 60% reductie van de retourwaterstroom leiden, afhankelijk van de lokale situatie. Alleen het te lozen surpluswater hoeft te worden gereinigd.
- Tijdens stormperiodes geen water te lozen. Tijdens storm wordt materiaal opgewoeld dat bij continuering van de lozing kan worden geloosd. Voor een bepaalde periode zal er water in het laguneringsbekken moeten worden bewaard.
- Afstemmen van de vulsnelheid om pieklozingen te voorkomen.
- De specie met een zo laag mogelijke vertroebeling in laguneringsbekken spuiten (onderwater uit laten lopen, gebruik van brede spuitmonden etc).
- De wind- en stromingsinvloeden zo veel mogelijk beperken door de aanleg van geleidings- en tussenkaden (zie Figuur 16).
- Het voorkomen van preferente stromingsbanen in het laguneringsbekken om de verblijftijd in het laguneringsbekken zo efficiënt mogelijk te gebruiken.
- Meerdere lozingspunten op het laguneringsbekken aanleggen zodat altijd een lozingspunt aan de bovenwindse kant van het laguneringsbekken kan worden gekozen. Aan deze kant vindt de minste vertroebeling van het water plaats.



Figuur 16: Tussenkaden in een stortkist.

Technische haalbaarheid

In Vlaanderen wordt op bijna alle baggerverwerkingssites de specie mechanisch aangebracht in het laguneringsbekken waardoor het gegenereerde retourwater wordt beperkt. Op de loswallen van de Antwerpse haven wordt de specie hydraulisch aangevoerd.

Milieu-impact

Het rendement van al deze maatregelen is zeer afhankelijk van de wijze en de optimalisatie van het bekkenbeheer. Om deze redenen is het rendement van de maatregelen zeer moeilijk in te schatten.

Het recirculeren van transport- en drainagewater geeft een extra energieverbruik voor de pompen.

Economische aspecten

Recirculatie van transport- en drainagewater brengt extra investeringen met zich mee in verband met de installatie van extra pompcapaciteit en transportleidingen. In onderstaande tabel worden kosten aangegeven voor recirculatie van water.

Tabel 26: Kosten van de recirculatie van water (CIW, augustus 1999)

Voorziening	Huurkosten leidingen
transportleidingen ^a	€ 2.880 voor 200 m voor 40 dagen
pompen	€ 1.670 voor 200 m voor 40 dagen

- a. De transportleidingen worden gehuurd voor de periode waarin het bekken wordt gevuld. In deze periode vindt recirculatie plaats. De aanschaf van transportleidingen is veel duurder (€ 100 per meter).

De kosten voor het *aanleggen van tussenkaden* in het laguneringsbekken, opgetrokken uit grond, bestaan voornamelijk uit grondwerk. Indien we uitgaan van de verplaatsing van 2000 m³ grond aan € 1,25 per m² komt dit neer op een bedrag van € 2.500.

4.1.3.2. *Behandeling van afvalwater d.m.v bezinkingsbekken (WASS, draft BBT-bodemsaneringen, april 2005)*

Beschrijving van de techniek

Het doel van bezinken is de verwijdering van zoveel mogelijk onopgeloste deeltjes uit het afvalwater. Als de dichtheid van de deeltjes groter is dan die van water, bewegen zij zich onder invloed van de zwaartekracht naar de bodem (sedimentatie). Bezinking vindt plaats in bezinkingsbekkens waardoor het afvalwater langzaam stroomt. Op de bodem van het bezinkingsbekken is bij grotere bassins vaak een slibschrapper gemonteerd om het bezonken slib af te voeren. De steilheid van de helling varieert per type bezinker. Hoe steiler hoe beter de afvoer naar het midden. Bezinkingsbekkens zijn er in vele uitvoeringsvormen, rond of rechthoekig, met of zonder slibruimer en drijfslaagafstrijker.

Technische haalbaarheid

Een bezinkingsbekken vergt relatief veel ruimte. De maximale mesbelasting (= afvoer van effluent per meter overstort per uur) van voorbezinktanks ligt op ongeveer 10 m³/m.uur, die van nabezinktanks op 3-5 m³/m.uur. De oppervlaktebelasting mag niet groter zijn dan resp. 1½-2½ m/uur en 1-1½ m/uur bij voor- en nabezinktanks. De verblijftijd van het afvalwater is over het algemeen respectievelijk 1-1½ uur en 1½-2 uur.

Milieu-impact

Vaak kan 60-70% van de zwevende stof verwijderd worden, afhankelijk van de bezinktijd en de aard van de zwevende stof.

Als reststof komt slib vrij. Afhankelijk van het influent en de locatie kunnen maatregelen tegen geuroverlast nodig zijn.

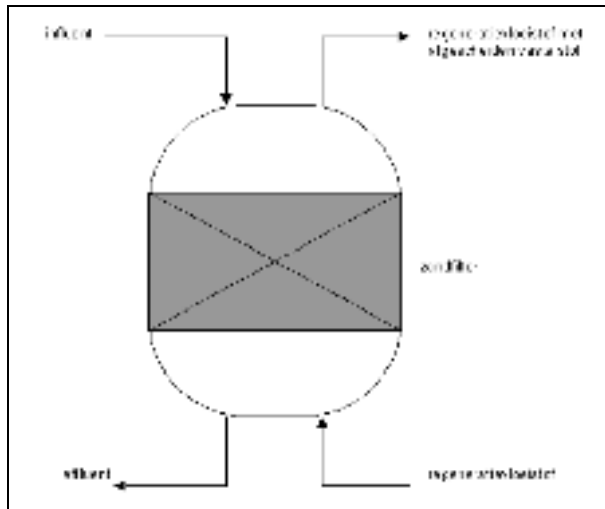
Economische aspecten

De investering in een bezinkingsbekken met een capaciteit van 100 m³/uur bedraagt ongeveer €120.000.

4.1.3.3. *Behandeling van afvalwater d.m.v zandfiltratie (WASS, draft BBT-bodemsaneringen, april 2005)*

Beschrijving van de techniek

Met behulp van een zandfilter kunnen zwevende deeltjes uit het afvalwater worden verwijderd. Het afvalwater stroomt verticaal naar beneden door een bed van fijn zand en/of grind. Gesuspenderde deeltjes worden verwijderd door middel van adsorptie of fysische inkapseling. Dosereren van een coagulant kan het rendement verbeteren.



Figuur 17: Zandfilter (WASS)

Voordeel:

- Eenvoudige installatie waarmee in vele gevallen toch een aanzienlijk rendement kan worden verkregen.

Nadeel:

- Regelmatig terugspoelen is noodzakelijk, wat productieverlies of hoge kosten met zich meebrengt. Dit probleem wordt vaak opgelost door het plaatsen van een duplex-installatie, als de eerste filter aan het terugspoelen is wordt de tweede filter bijgeplaatst en omgekeerd.

De hydraulische snelheid van discontinue zandfilters varieert tussen 3 en 20 m³/m²/uur met een gemiddelde van ongeveer 10 m³/m²/uur. Een en ander is afhankelijk van het te behalen eindresultaat.

Technische haalbaarheid

Zandfiltratie wordt toegepast voor het verwijderen van contaminanten zoals biomassa, fosfaat, ijzer, mangaan en zware metalen. De meest gebruikte toepassing is de ontijzering. Zware metalen kunnen verwijderd worden mits voorafgaandelijke precipitatie via loog- of sulfidedosering. In bepaalde gevallen worden continue zandfilters geïnoculeerd met biomassa en toegepast voor verwijdering van nitraat of zware metalen (Dynasand filter).

In Vlaanderen passen bijna alle baggerverwerkingssites zandfiltratie reeds toe.

Milieu-impact

Het rendement hangt sterk af van de te verwijderen componenten. Rendementen kunnen dan ook variëren van 50 tot 99,99%. Door toevoeging van hulpstoffen zoals een beperkte hoeveelheid coagulant kunnen de rendementen van zandfilters aanzienlijk worden verbeterd. Met behulp van een zandfilter kunnen zwevende deeltjes uit het afvalwater worden verwijderd tot ca. 2-5 mg/l (Van der Gun et al., 2000).

In de zandvanger mogen alleen zwaardere stoffen tegengehouden worden en geen zwevende organische stoffen, zoniet kan het verwijderde zand geurhinder veroorzaken.

Er ontstaat een grote vervuilde waterstroom bij het terugspoelen van de zandfilters. Hiervoor dient ook weer een volgende zuiveringsstap te worden ontwikkeld.

Economische aspecten

De totale kosten ten opzichte van vergelijkbare technieken voor verwijdering van zwevend stof zijn middelmatig en afhankelijk van het debiet en de concentratie aan zwevende stoffen. De volgende kostprijzen werden berekend (Logisticon verhuurgids), exclusief afvoerkosten, voor courante debieten:

- debiet 5-10 m³/u: € 0,75-0,40
- debiet 15-25 m³/u: € 0,35-0,25
- debiet 30-50 m³/u: € 0,25-0,15

Deze kostprijs omvat een zandfilter met automatische spoeling, energiekost en onderhoudskost (1x/2 weken). Inclusief bovenstaande prijs is ook influent-, effluent-, vuilwaterbuffer en spoelpomp.

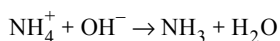
Andere bronnen stellen dat de inzet van een zandfilter voor waterzuivering met een debiet van 10 m³ 25 à 35 eurocent per m³ kost.

4.1.3.4. *Behandeling van afvalwater d.m.v. strippen (WASS, Fasiver, 2004, VITO)*

Beschrijving van de techniek

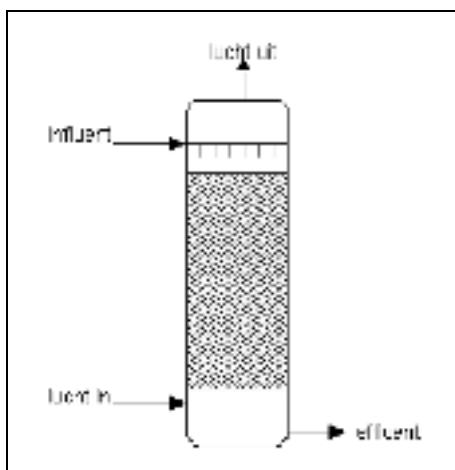
Een stripper bestaat uit een kolom waarin onderin lucht wordt toegevoegd en bovenin het te behandelen afvalwater. Om verstoppingen te voorkomen dient het afvalwater geen zwevend stof te bevatten. Het afvalwater moet zonodig worden voorbehandeld om het zwevend stof te verwijderen (bijvoorbeeld met behulp van een zandfilter).

Ammoniumstikstof kan verwijderd worden door vervluchtiging van ammoniak. De te behandelen vloeistof wordt hiertoe intens in contact gebracht met lucht. Bij strippen wordt meestal gewerkt in de pH-range 10,5-11,5, zodat volgend evenwicht naar rechts getrokken wordt:



In plaats van lucht kan stoom gebruikt worden.

Ammoniak in de gasfase is echter evenmin gewenst. Het gas dient dus door een zure gaswasser (pH 4) geleid te worden, waar opnieuw NH_4^+ gevormd wordt. Een pH lager dan 4 wordt niet aangeraden omwille van corrosieverschijnselen. Als zuur kan, om dezelfde reden, best zwavelzuur gebruikt worden i.p.v. zoutzuur. Hierbij ontstaat er een geconcentreerde NH_4SO_4^- oplossing.



Figuur 18: Striptoren (WASS)

Technische haalbaarheid

Strippen is op zich een eenvoudig fysisch proces. Toepassen van strippen voor ammoniumverwijdering leidt echter tot een eerder complex proces: pH-verhoging, bezinking, verwarming/koeling, stripper, lucht wassen met een absorber, pH-neutralisatie.

Omwille van het hoge energieverbruik (zie milieu-impact) is deze techniek vooral geschikt voor geconcentreerde stromen ($>500 \text{ mg NH}_4\text{-N/l}$).

Milieu-impact

Over het algemeen wordt bij een geconcentreerde stroom meer dan 70-80% van de stikstof verwijderd.

De gestripte ammonium-N kan ofwel worden vrijgesteld in de lucht of geadsorbeerd met een zuur. Dit komt erop neer dat het probleem verschoven wordt. Per kg ammonium-N die wordt verwijderd, wordt er door adsorptie met zuur gemiddeld $4,7 \text{ kg } (\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ gevormd.

Voor het bevorderen van de overdracht is een pH-verhoging nodig met vb. NaOH. Na de behandeling zal de pH terug verlaagd moeten worden binnen de lozingsvoorwaarden. Het zoutgehalte van het water zal dus toenemen. In het geval de pH van het afvalwater op zich al hoog is, of een pH-verhoging wenselijk is voor andere doeleinden, kan strippen interessant zijn. Door de pH-

verhoging zal CO₂ uit de lucht geadsorbeerd worden, en is er dus een risico op vorming van kalksteen-afzettingen. Dit kan voorkomen worden door voorafgaandelijke ontharding van het water of voorafgaandelijk verwijderen van CO₂ uit de gebruikte lucht door wassing met effluent van de stripper. Indien het ammonium uit de lucht wordt verwijderd door absorptie met zuur, kan de lucht in een gesloten systeem gebruikt worden, zodat de CO₂-toevoer beperkt blijft.

Voor het bevorderen van de overdracht is een temperatuursverhoging nodig en dus een aanzienlijk energieverbruik. Indien restwarmte beschikbaar is, kan strippen interessant zijn. Strippen zal omwille van het energieverbruik eerder voordelig zijn bij het behandelen van geconcentreerde stromen, vb. slibrejectionwater (500-2000 mg/l). Indien het ammonium uit de lucht wordt verwijderd door absorptie met zuur, dan kan de lucht in een gesloten systeem gebruikt worden, zodat er minder warmte verloren gaat.

Economische aspecten

De investeringskost bedraagt 500.000 tot 700.000 euro voor een afvalwaterdebiet van 38m³/uur. Dit omvat de voorzieningen voor toevoer vanuit de buffer, pH-verhoging, lamellenseparator voor afgescheiden bezinksel, stripper met vulpakketten, scrubber voor reinigen van lucht en pH neutralisatie.

Grondstoffen nodig om 1 gram ammonium-N uit 1 m³ afvalwater te verwijderen

Verbruik NaOH 0,06 kg/m³ 50% NaOH aan 0,1 euro/kg

Zwavelzuur neutralisatie: 0,04 kg/m³ 96% zwavelzuur aan 0,1euro/kg
luchtzuivering: ca. 0,04 kg/m³

De energiekosten zijn moeilijk in te schatten. Er dient telkens een afweging gemaakt te worden tussen het energieverbruik enerzijds en de bijkomende investeringskost voor beperken van het energieverbruik anderzijds. Energiebeperkende maatregelen zijn oa. beperken volume stripper, gaswasser zodat de lucht in een gesloten circuit kan gebruikt worden, voorzieningen voor recuperatie van warmte, isolatie,...

4.1.3.5. *Behandeling van afvalwater d.m.v. breekpuntschloring (Fasiver, 2004)*

Beschrijving van de techniek

De ammoniumstikstof wordt geoxideerd met chloor tot N₂-gas. Het actieve oxidans is hypochloriet (HOCl). De reactie verloopt als volgt:



Bij overmaat chloordosering worden chloramines verder geoxideerd tot gasvormige stikstof-componenten:



De intermediair gevormde chloramines zijn toxisch. Om hun vorming en blijvende aanwezigheid te vermijden, dient een overmaat chloor gedoseerd te worden.

De stoichiometrisch benodigde dosis Cl_2 bedraagt 7,6 kg Cl_2 per kg N waarmee 95-99% omgezet wordt tot N_2 . In de praktijk wordt 8 tot 10 kg Cl_2 per kg N gebruikt. Bij aanwezigheid van reducerende verbindingen (vb. Fe^{2+} , H_2S ,...) en organische vervuiling, kan de benodigde dosis nog hoger uitkomen.

Bij de reactie wordt zuur gevormd. Indien onvoldoende alkaliniteit aanwezig is, zal er dus een pH-daling optreden die eventueel moet gecorrigeerd worden met loog.

Voordelen:

- Mits een goede sturing, verloopt de breekpuntschlorering zeer snel (minuten), zodat de omvang van de installatie klein is. De investeringskost is relatief klein.
- Het verloop van het proces wordt bepaald door de pH, 3,5-4, en de verhouding $\text{Cl}_2/\text{NH}_4^+$. Beide parameters kunnen relatief eenvoudig automatisch gestuurd worden.
- Het proces wordt nauwelijks beïnvloed door temperatuur.
- In sommige situaties kan het voordeliger zijn dat gelijktijdig met de N-verwijdering ook desinfectie bekomen wordt.
- Geen slibvorming
- Lage investeringskost

Nadelen:

- De werkingskost ten gevolge van het verbruik aan chloor en actieve kool (ter verwijdering van de mogelijk gevormde gechloreerde organische verontreinigingen) kunnen echter aanzienlijk zijn.
- Mogelijke vorming van gechloorde koolwaterstoffen, oa. trihalomethaan.

Technische haalbaarheid

Oxidatie met chloorgas of natriumhypochloriet is een zuiveringstechniek die reeds lange tijd gebruikt wordt in de drinkwaterbereiding en in mindere mate ook in de afvalwaterzuivering. De laatste jaren is echter een groeiende interesse ontstaan in geavanceerde oxidatieprocessen, waarbij gebruik gemaakt wordt van meer milieuvriendelijke oxidantia als H_2O_2 en O_3 . Met deze milieuvriendelijke alternatieven zijn echter geen goede resultaten bekend voor het verwijderen van N bij baggerverwerking.

Voor de behandeling van ammonium of nitriet, sulfide of sulfiet aanwezig in afvalwater worden krachtige oxidatiemiddelen als natriumhypochloriet (NaOCl) gebruikt.

Milieu-impact

Door toepassen van deze techniek is quasi volledige verwijdering van ammonium-N mogelijk, mits een goede dimensionering/sturing van het systeem.

Vaak is een hoog Cl_2 -verbruik nodig omwille van de aanwezigheid van reducerende stoffen en organische verontreiniging. Het residu aan vrije chloor en chlooramines kan een nadelige invloed hebben op de waterkwaliteit. Het residu kan meerdere mg/l bedragen. Basiskwaliteitsnorm voor vrije chloor in oppervlaktewater bedraagt 4 $\mu\text{g/l}$. Verwijdering van het vrije chloor en chlooramines is mogelijk door middel van SO_2 , Na_2SO_3 en $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$ of met actieve kool. Bij toepassing van actieve kool is er geen risico van overdosering.

Door nevenreacties met organische verbindingen (oa. humuszuren), ontstaan gechloorde kool-

waterstoffen, oa. trihalomethaan dat kankerverwekkend is. Bij drinkwaterbereiding uit oppervlaktewater ontstaat vooral bij voorchlorering (d.w.z. wanneer het water nog een relatief hoge concentratie organische verbindingen bevat) trihalomethaan. De concentratie aan trihalomethaan kan oplopen tot 100-200 µg/l. Ter vergelijking: de basiskwaliteitsnormen voor oppervlaktewater zijn: VOX < 5 µg/l, EOX < 5 µg/l, AOX < 40 µg/l.

Na chlorering is verwijderen van trihalomethaan mogelijk door adsorptie met actieve kool. Het is dan echter wellicht beter om de vorming van trihalomethaan zoveel mogelijk te voorkomen door, voorafgaand aan de chlorering de organische verontreiniging zoveel mogelijk te verwijderen met actieve kool.

Het werken met Cl₂-gas vereist bijzondere veiligheidsmaatregelen. Voor kleine toepassingen kan het interessanter zijn om NaOCl te gebruiken.

Omwille van deze cross-media effecten wordt in de BREF's chemie⁶ voorbehoud gemaakt bij de chemische oxidatie met Cl₂. Er wordt in de BREF's aanbevolen om deze techniek slechts toe te passen in specifieke gevallen wanneer meer milieuvriendelijke technieken (vb. biologische zuivering of oxidatie met H₂O₂ of O₃) niet toepasbaar zijn.

Economische aspecten

De investeringskost bedraagt 50.000 tot 70.000 euro voor een maximaal debiet van 38 m³/uur. Dit omvat de voorzieningen voor toevoer naar actieve kool filters en breekpuntschlorering, pH-regeling en reactor, doseerapparatuur en meetapparatuur.

Grondstoffen nodig om 1 gram ammonium-N uit 1 m³ afvalwater te verwijderen:

Verbruik:

NaOCl-oplossing	0,07 kg NaOCl oplossing aan 0,25 euro/kg
Aktieve kool	<i>chloor:</i> gebruik van 0,07 kg/m ³ NaOCl geeft toename van chloride conc. met ca. 9 mg/l, → ca. 0,8 mg actieve kool nodig om die te neutraliseren kost: 1,6 euro/kg (aankoop/verwerking) CZV: 100 g CZV per 1000 g actieve kool Huurprijs filter: € 40/dag

Het energieverbruik is beperkt en omvat toevoerpompen en menger voor de reactor. Het verbruik wordt geschat op ca. 0,3 kWh/m³.

4.1.3.6. *Behandeling van afvalwater d.m.v. ionenwisseling (WASS, Fasiver, 2004)*

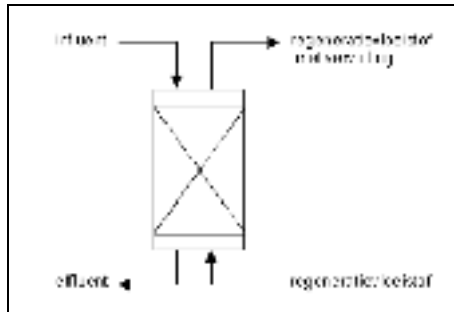
Beschrijving van de techniek

Bij het gebruik van een ionenwisselaar kunnen schadelijke ionen worden uitgewisseld tegen andere, minder schadelijke ionen. Naast de verwijdering van ongewenste of schadelijke ionen kan met ionenwisseling ook de terugwinning van waardevolle ionen, meestal zware metalen, nagestreefd worden. Het proces bestaat uit vier stappen:

1. de ionenwisseling;
2. spoelen van de drager in tegenstroom met water om het proceswater te verwijderen;

⁶ BREF on Common wastewater/waste gas treatment systems in chemical sectors en BREF on Organic fine chemicals

3. regeneratie van de ionenwisselaar met regeneratievloeistof (zoutoplossing, zuur of loog);
4. spoelen van de ionenwisselaar om de regeneratievloeistof te verwijderen.



Bij verzadiging van de ionenwisselaar, wordt de ionenwisselaar geregenereerd met een geconcentreerd loog of zoutoplossing. De gebonden ionen worden daarbij door bijvoorbeeld Na^+ -ionen verdrongen. Vervolgens wordt de ionenwisselaar gespoeld om het loog of zout te verwijderen.

Voordelen:

- Een verblijftijd van 5 tot 10 minuten volstaat. Het benodigde volume is dus zeer klein
- Het proces wordt weinig beïnvloed door temperatuur
- Door het hars wordt gelijktijdig CZV verwijderd (wat nadelig kan zijn voor de verwijdering van $\text{NO}_3\text{-N}$, de werking van een ionenwisselingshars wordt immers beïnvloed door de aanwezigheid van ZWS en CZV in het influent.)

Nadelen:

- De werking van een ionenwisselingshars wordt beïnvloed door de aanwezigheid van ZS en CZV in het influent. ZS accumuleert vooraan in de filter, zodat een verstopping veroorzaakt wordt en een overdruk wordt opgebouwd. CZV adsorbeert op het hars en kan microporiën verstopen, zodat minder uitwisselingsplaatsen beschikbaar zijn voor de te verwijderen ionen. Voorbehandeling door zandfiltratie is alleszins nodig. Bijkomende behandeling door actieve kool kan aangewezen zijn. Dit resulteert in bijkomende werkingskosten en hogere complexiteit van het zuiveringsproces

Technische haalbaarheid

Ionenwisseling is een eenheidsbewerking die veelvuldig wordt toegepast voor de aanmaak van proceswater (verwijdering calcium, mangaan etc.). Ook in de afvalwaterzuivering wordt de techniek al tientallen jaren gebruikt, in eerste instantie vooral voor eindzuivering van het effluent. De eenvoud van ionenwisseling, in installatie en bediening, heeft er echter toe geleid dat de techniek reeds geruime tijd in productieprocessen geïntegreerd wordt.

Zowel kationen als anionen kunnen uitgewisseld worden. Naast zware metalen kan ook NH_4^+ -stikstof worden verwijderd met kationenwisselaars. Clinoptiloliet is een relatief goedkope natuurlijke zeoliet dat preferentieel ammonium bindt. Pilottesten met clinoptiloliet toonden aan dat slechts 1,46 mg $\text{NH}_4\text{-N}$ per g hars wordt geadsorbeerd. In de literatuur worden waarden van ca. 22 tot 28 mg N per g hars vermeld.

→ Deze techniek is eerder interessant voor aanmaak van drinkwater of proceswater waarbij het restwater (brijn) geloosd kan worden.

Milieu-impact

Het rendement is over het algemeen tussen 60 en 99%.

Bij testen met ionenwisseling in de baggerverwerkingssector werden echter geen goede N-verwijderingsrendementen bekomen. Deze techniek wordt eerder voor verwijdering van zware metalen ingezet.

Bij toepassen van ionenwisseling kan in sommige gevallen grote hoeveelheden restwater ontstaan die moeten verwerkt. De hoeveelheid regeneratie-vloeistof kan oplopen tot 5% van het verwerkte volume.

Economische aspecten

Eenheidsprijs regeneratievloeistof, NaCl (8%) bedraagt € 0,06 per kg.

Kostprijs van het hars (Ionac SR7) € 5,5 per l.

Energieverbruik wordt geraamd op ca. 0,3 kWh/m³. Bij een eenheidsprijs van 0,06 per kWh bedraagt de energiekost € 0,018 per m³ geloosd water.

De kostprijs voor de ionenwisseling (inclusief een buffer voor brijn/spoelvloeistof) wordt geraamd op € 250.000 tot 300.000.

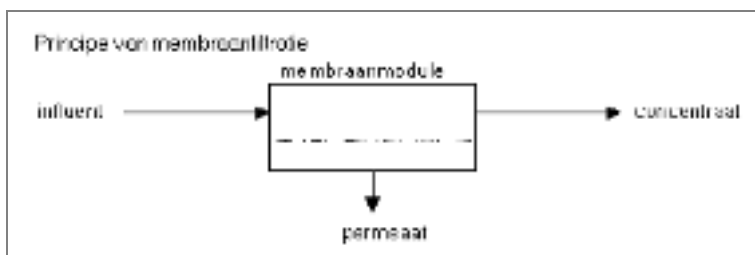
4.1.3.7. *Behandeling van afvalwater d.m.v. omgekeerde osmose (WASS, Fasiver, 2004)*

Beschrijving van de techniek

Het doel van omgekeerde osmose is het concentreren van afvalwater dat zouten bevat en het produceren van schoon water dat hergebruikt kan worden. Het principe is gebaseerd op het vermogen van RO-membranen om zouten en andere opgeloste stoffen tegen te houden en water-moleculen onder druk te laten passeren. Hierdoor wordt in de binnenruimte de zoutconcentratie steeds hoger en zal een steeds hogere druk nodig zijn om door het membraan heen een schone zoutloze stroom te verkrijgen.

Een RO-installatie bestaat uit een voedingstank met pomp, een kaarsenfilter (of ander vuilvang-systeem) en een membraanmodule waarin membraanelementen zowel parallel als in serie geschakeld kunnen worden. Een permeaat- en een filtraattank maken ook deel uit van het systeem. Vanwege de mogelijkheid van afzetting van zouten wordt de installatie standaard van zuurdosering en recirculatie voorzien.

Bij omgekeerde osmose worden membranen gebruikt met een poriëngrootte kleiner dan 0,001 µm. Het membraan weerhoudt zouten en opgeloste organische verbindingen. Er wordt gewerkt onder een hoge druk, tot 80 bar.



Voordelen:

- De omgekeerde osmose worden zo goed als alle opgeloste bestanddelen verwijderd, zodat het water in aanmerking komt voor hergebruik als proceswater.

Nadelen:

- Omgekeerde osmose membranen dienen regelmatig gereinigd te worden. Om vervuiling van membranen te voorkomen is misschien een voorbehandeling met actieve kool nodig.
- Hoge investeringskost

Technische haalbaarheid

Met omgekeerde osmose is een ruime ervaring opgedaan in de productie van leidingwater (uit zout water) en proceswater. Hieruit is het gebruik in de afvalwaterzuivering gegroeid. Vermits omgekeerde osmose een uiterst zuiver permeaat oplevert, vrij van organische en anorganische stoffen, is recycling van het gezuiverd afvalwater naar het proces voor de hand liggend.

Omgekeerde osmose is maar haalbaar mits een verregaande voorbehandeling door microfiltratie en actieve kool. Zonder voorbehandeling treedt er te snel vervuiling op van de membranen.

Omtrent de praktische toepasbaarheid in de baggerverwerkingssector zijn geen gegevens bekend.

Milieu-impact

Kleinere moleculen, zoals ammonium-N en nitraat-N, worden door omgekeerde osmose niet volledig weerhouden. De recovery is het percentage permeaat die bekomen wordt bij de omgekeerde osmose. Dit is afhankelijk van de aanvangsconcentratie in het te behandelen water en de werkdruk.

Bij toepassen van omgekeerde osmose ontstaat een reststroom die verwerkt moet worden. Per dag moet 6 à 9 m³ brijn verwerkt worden als wordt uitgegaan van 1 à 1,5 g/l droge stof in het laguneringswater.

Economische aspecten

De investeringskost van omgekeerde osmose, inclusief buffer voor brijn, wordt geraamd op € 500.000 tot 600.000.

Het energieverbruik is zeer hoog en wordt ingeschat op 5 tot 10 kWh per m³.

Tevens is een voorbehandeling met microfiltratie en actieve koolfilter nodig.

Verwijderen van stikstof via omgekeerde osmose is, vnl. omwille van zijn hoge investeringskost en energiekost, in vergelijking met andere stikstofverwijderingstechnieken beschreven in dit hoofdstuk, een dure techniek.

4.1.3.8. *Behandeling van afvalwater d.m.v. neerslag als magnesium-ammonium-fosfaat, MAP-precipitatie (Fasiver, 2004, VITO november 2002)*

Beschrijving van de techniek

De ammonium-N wordt door toevoeging van MgO of MgCl₂ en H₃PO₄ neergeslagen onder de vorm van struviet (magnesiumammoniumfosfaat, MgNH₄PO₄·6H₂O). De optimale pH bedraagt 8,5-10.

Voordelen:

- In sommige situaties kan door toevoeging van Mg gelijktijdig P en N verwijderd worden
- het gevormde struviet kan gebruikt worden als meststof waaruit de nutriënten slechts langzaam vrijgesteld worden in de bodem.

Nadelen:

- In de praktijk worden problemen van kalkafzetting vastgesteld

Technische haalbaarheid

Het proces wordt vooral toegepast op geconcentreerde stromen (vb. mestverwerking, water van anaërobe digestie,...) die zowel P als ammonium bevatten. MAP-precipitatie zou maar een valabel alternatief zijn voor andere technieken vanaf concentraties hoger dan 100 mg/l ammonium-N. Hierbij worden zuiveringsrendementen bekomen tot 93%, wat resulteert in een effluentconcentratie van 7 mg/l ammonium-N

Het verwijderingsrendement voor NH_4 bedraagt 90% of meer. De reactievergelijking laat zien dat met het MAP-proces niet alleen stikstof, maar ook opgelost fosfaat wordt verwijderd.

Milieu-impact

Er ontstaat slib dat verwerkt moet worden. Er wordt 17,5 kg struviet gevormd per kg N verwijderd.

Economische aspecten

Investeringskost bedraagt 100.000 tot 150.000 euro. Deze investering omvat de voorzieningen voor toevoer vanuit de buffer, doseerapparatuur voor MgCl_2 , fosforzuur en pH regeling, een reactor, lamellenseparator voor afscheiding bezinksel en pH-neutralisatie.

Grondstoffen

Gebruik H_3PO_4	9,35 kg per kg N verwijderd aan 0,5 euro/kg
Gebruik $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	14,52 kg per kg N verwijderd aan 0,3 euro/kg
Gebruik NaOH voor neutralisatie fosforzuur	17,13 kg NaOH per kg N verwijderd aan 0,1 euro/kg

Het energieverbruik bedraagt 0,2 kWh/m³.

De exploitatiekosten van een MAP installatie worden geraamd op circa €13,14 per kg verwijderde N(Kj) (VITO november 2002).

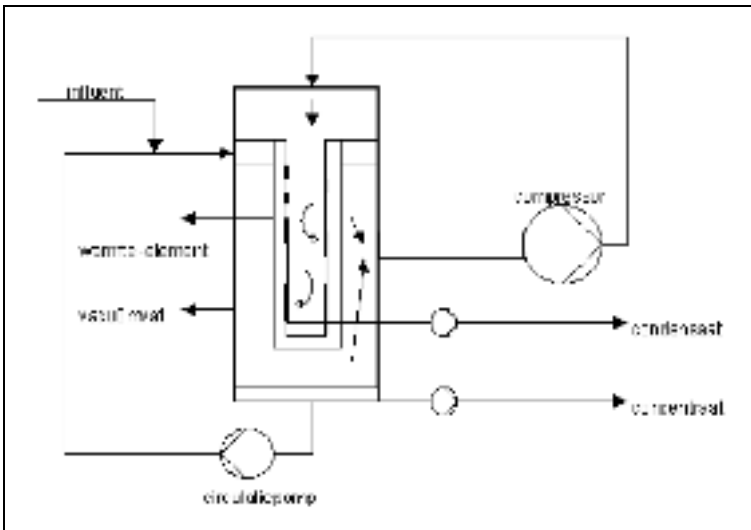
4.1.3.9. *Behandeling van afvalwater d.m.v. indamping (WASS, Fasiver 2004, Het Ingenieursblad november 2004)*

Beschrijving van de techniek

Het doel van indampen is het concentreren van opgeloste/gedispergeerde vervuiling en het herwinnen van water als condensaat uit de stroom afvalwater. De hier beschreven techniek is gebaseerd op het principe van mechanische damp recompressie (MDR) eventueel gecombineerd met vallende-filmverdamping. Een circulatiepomp transporteert het influent naar het bovenste gedeelte van de verdamper waar het water verdeeld wordt over de verdamper-elementen. Na compressie heeft damp een hogere temperatuur en kan zijn warmte afgeven aan de buitenzijde van de verdamper buizen. Vanwege het feit dat de damp hierbij condenseert wordt de volledige

condensatie warmte gerecupereerd. Condensatie-energie wordt naar de afvalwaterzijde van het warmte-element getransporteerd en het schone condensaat wordt verzameld. Het geconcentreerde afvalwater stroomt naar de bodem van het vat waar het door de concentraatpomp wordt afgevoerd. Het materiaal van de verdamperelementen kan kunststof of een (corrosievast) metaal zijn.

Voor verwijdering van stikstof wordt het water eerst licht aangezuurd om alle stikstof om te zetten in niet-vluchtige stikstof-ionen. Vervolgens wordt het water verdampt en de dampen worden gecondenseerd. De stikstofcomponenten blijven samen met de andere niet-vluchtige componenten achter in het concentraat.



Voordelen:

- Het energieverbruik bij indamping wordt beperkt door recuperatie van de warmte, ofwel door toepassing van multi-effect verdamping of door mechanische recompressie. Voor grotere installaties ligt het energieverbruik in de grootte-orde van 20 tot 25 kWh per m³.
- Het condensaat is een hoogwaardige vloeistof met hoger zuiverheid en kan aldus mogelijk ingezet worden als proces water (in een nabijliggend industrieel park).

Nadelen:

- Investeringskost voor een indamper is beduidend.
- In de warmtewisselaars van de indamper kunnen zich afzettingen vormen waardoor de warmteoverdracht wordt verminderd.

Technische haalbaarheid

Indamping kan zeker interessant zijn indien het condensaat nuttig kan gebruikt worden als proceswater. De MDR gebaseerde verdamper is in staat om een voeding met bvb een gehalte van 1% vaste stof te concentreren met een factor 15 tot 20 waardoor het volume aan concentraat zeer klein is. Bij een indamp factor 20 blijft er dus slechts 5% van het oorspronkelijke volume van de voeding als concentraat over en kan dus in principe 95% van het volume afvalwater als

condensaat terug gewonnen worden om in te zetten als proceswater. Bovendien bestaat de mogelijkheid om het kleine volume aan concentraat via een bijkomende kleine verdamper verder in te dikken tot een vaste stof gehalte van 70%. Op die wijze blijft er aan concentraat slechts 1.5% van de oorspronkelijk voeding over. In dit geval is het vaste stofgehalte van de voeding van de primaire valstroomverdamer zelfs beduidend kleiner dan 1% en zal er nog veel minder concentraat uit deze primaire verdamper dienen behandeld te worden door de secundaire verdamper.

Er zijn omtrent deze techniek echter nog geen praktijk- nog testresultaten bekend voor het verwijderen van N uit afvalwater bij ontwateren van bagger- en ruimingsspecie.

Milieu-impact

Volledige verwijdering van stikstof is mogelijk. Ook andere niet-vluchtige componenten worden grotendeels verwijderd.

Er ontstaat een kleine hoeveelheid concentraat dat verwerkt moet worden.

Als er vanuit gegaan wordt dat laguneringswater 1 à 1,5 g/l droge stof bevat wordt er bij 40% opconcentrerend per dag 1,13 m³ concentraat gevormd dat als afvalstof dient afgevoerd te worden.

Economische aspecten

Investeringskost bedraagt € 1.500.000 tot € 2.000.000 euro, inclusief buffer voor condensaat. Gerekend aan € 1.750.000 aan kapitaal en aan een afschrijving over 10 jaren aan een rentevoet van 5% betekent dit een jaarlijkse annuïteit van ongeveer € 225.000. Dat betekent een kapitaalkost van € 1,75 per m³ behandeld water.

Het totale energieverbruik voor indamping wordt geraamd op ca. 25 kWh/m³. Bij een eenheidsprijs van € 0,06 per kWh bedraagt de energiekost gemiddeld € 1,5 per m³ geloosd water.

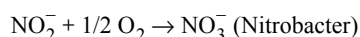
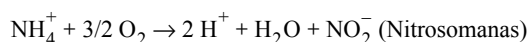
Uiterekend voor de zuivering van een afvalwater met 100 mg N/l, een zuiveringscapaciteit van 15 m³ per uur en afschrijving over 10 jaar met een rentevoet van 5% geeft dit een afschrijvings- en energiekost van ca. € 3,25 per m³ geloosd water. De energiekost kan in principe nog beduidend naar beneden via het toepassen van het WKK principe waarbij een turbine-generator energie levert aan de verdamper (VITO octrooi).

Daar het condensaat een hoogwaardige vloeistof is met hoge zuiverheid kan deze mogelijk ingezet worden als proceswater tegen een bepaalde vergoeding (verkoopprijs van het proceswater aan een bepaalde prijs per m³). Dit kan eventueel de uiteindelijk geraamde prijs per m³ behandeld water nog verder laten dalen.

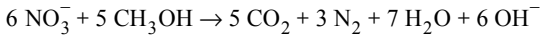
4.1.3.10. Behandeling van afvalwater d.m.v. biologische N-verwijdering (TREVI, juli 2006)

Beschrijving van de techniek

Bij biologische N-verwijdering wordt ammonium-N in eerste instantie geoxideerd volgens de reactie:



Vervolgens wordt het gevormde nitraat-N in aanwezigheid van een C-bron, bv. methanol, gereduceerd volgens:



Belangrijke beïnvloedende parameters zijn:

- ratio CZV/N of BZV/N: nitrificatie wordt bevorderd bij een lage CZV/N; voor denitrificatie is voldoende biodegradeerbare CZV noodzakelijk als C-bron
- zuurstofconcentratie: voor nitrificatie is een zuurstofconcentratie van minimaal 1 à 2 mg/l aangewezen; voor denitrificatie is afwezigheid van zuurstof vereist.
- temperatuur: zowel nitrificatie-snelheid als denitrificatie-snelheid verminderen in belangrijke mate bij lagere temperaturen.
- pH: voor nitrificatie wordt meestal een optimum tussen 7,5 en 8,5 gehanteerd; voor denitrificatie een optimum tussen 7 en 8.
- ammonium en nitriet: beide componenten hebben een inhiberende invloed op de nitrificatie
- toxiciteit: vooral nitrificatie is gevoelig voor diverse toxische componenten.

Pre- of post-denitrificatie

Bij pre-denitrificatie komt het afvalwater eerst in een denitrificatie-tank. Hierin wordt het vermengd met nitraat-rijk slib/afvalwater dat gerecirculeerd wordt vanuit de navolgende nitrificatiestap. Voordeel hiervan is dat de CZV die reeds in het afvalwater aanwezig is maximaal wordt benut als C-bron voor denitrificatie, zodat geen of minder externe C-bron moet bijgevoegd worden. Mogelijk nadeel is de nood aan een hoog (afhankelijk van het gewenste zuiveringsrendement) recirculatie-debiet.

In het geval van post-denitrificatie wordt het afvalwater eerst genitriceerd en vervolgens gedennitriced. Hierbij is geen interne recirculatie nodig. Dit concept zal eerder toegepast worden indien het afvalwater relatief weinig biodegradeerbare CZV bevat.

Reactor met gesuspendeerde biomassa (aktief slib) of met biofilm op dragermateriaal (biofilter, biorotor, zandfilter...)

Zowel systemen met gesuspendeerde biomassa als met dragermateriaal worden in de praktijk toegepast voor biologische N-verwijdering.

Toepassing van dragermateriaal kan overwogen worden in het geval het afvalwater een relatief lage vervuilingconcentratie bevat:

- bij laag belaste afvalwaters is er weinig risico dat het dragermateriaal dicht slib
- doordat de bacteriën op het dragermateriaal gehecht zijn, is het risico op slibuitspoeling kleiner
- bij zeer laag belaste afvalwaters zal de slibaangroei beperkt zijn en door gebruik van dragermateriaal kan een nabezinking eventueel overbodig zijn. Hierdoor vermindert de kostprijs en is het resultaat niet afhankelijk van de bezinkingseigenschappen van biologisch slib (vaak een kritische parameter in actief slib systemen). Anderzijds dient er wel geïnvesteerd te worden in het dragermateriaal.

Gezien de lage verontreiniging in het afvalwater van bagger- en ruimingsspecie, zou overwogen kunnen worden om een systeem met dragermateriaal toe te passen. De praktijkgegevens leren ons echter dat hieraan volgende potentiële nadelen verbonden zijn:

- hogere gevoeligheid voor lage temperatuur: bij lage temperaturen gaat de microbiële activiteit verloren of is opstart bij lage temperatuur niet haalbaar is.

- bij de overgang naar hogere temperaturen, vergt de opbouw van nitrificerende activiteit toch nog een zeer lange tijd (één tot enkele maanden).

Bij de actief slib installaties blijkt daarentegen dat na enting met slib van een andere installatie zeer snel het gewenste rendement kan bereikt worden.

Aktief slib systeem: SBR of continue zuivering

In een SBR-systeem (Sequencing Batch Reactor) worden de verschillende stappen, nitrificatie/denitrificatie/bezinking/lozing uitgevoerd in één tank. Bij een continue zuivering zijn nitrificatie en denitrificatie gescheiden en wordt de bezinking uitgevoerd in een aparte nabezinker met ruimerbrug.

De keuze tussen een SBR of continue zuivering, wordt grotendeels bepaald door het verschil in investeringskost. Over het algemeen kan gesteld worden dat voor kleinere debieten het SBR-systeem eerder de voorkeur krijgt omwille van een lagere investeringskost. Bij grotere debieten kan de investering in een aparte continue nabezinker verantwoord zijn. Omdat bij een SBR-systeem alle stappen worden uitgevoerd in één tank, is er meer flexibiliteit om de procesvoering aan te passen in functie van veranderingen in debiet of samenstelling van het afvalwater.

Omdat een SBR-systeem discontinu werkt, is een mogelijk nadeel dat in sommige gevallen bijkomende bufferbekkens (influentbuffer/effluentbuffer) nodig zijn. Dit is afhankelijk van de overige zuiveringsstappen (voor- en nabehandeling) die worden toegepast.

Technische haalbaarheid

Het afvalwater afkomstig van bagger- en ruimingsspecie bevat meestal een vrij lage concentratie aan BZV (gemiddeld 5 à 10 mg/l). Zo goed als alle C-bron zal dus extern moeten toegevoegd worden. Daarom zal over het algemeen post-denitrificatie aangewezen zijn, zodat een hoog denitrificatie-rendement haalbaar is zonder noodzaak van een hoge slibrecirculatie.

Specifiek in het geval van afvalwater van bagger- en ruimingsspecie, dient rekening gehouden te worden met de wisselende karakteristieken van het afvalwater. De vervuilingconcentratie en debiet worden niet enkel bepaald door de hoeveelheid en herkomst van de bagger- en ruimingsspecie, maar bij lagunering ook door de neerslag die in contact komt met de bagger- en ruimingsspecie. Hierdoor kan een cyclisch patroon ontstaan van hoge debieten en lagere concentraties in de winter en lagere debieten met hogere concentraties in de zomer. Tevens is het mogelijk dat bij hogere temperaturen een gedeelte van de organische N al zal geoxideerd worden in het laguneringsveld of bufferbekken. Omdat bij het SBR-systeem de verschillende stappen worden gecombineerd in één tank kan de werking eenvoudig aangepast worden aan een gewijzigd debiet/concentratie door een wijziging van de duur van de verschillende stappen.

Milieu-impact

Met biologische N-verwijdering kunnen zeer lage N-concentratie worden behaald indien de installatie onder optimale condities kan werken: mn. temperatuur > 10°C en continue toevoer van water. De discontinuïteit in het debiet naar aanvoer van water, de typische ‘eenzijdige’ samenstelling van het water en de wisseling in temperatuur bij toepassen op baggerverwerkingssites maakt dat niet altijd goede verwijderingsrendementen haalbaar zijn. Op basis van onderzoek in het kader van laguneringsvelden (Vb. Fasiver-project en TREVI) en andere gelijkaardige arme afvalwaters (vb percolaatstromen, TREVI) kunnen volgende waarden als haalbaar worden beschouwd:

- 15 mg totale N/l bij temperatuur > 12°C
- 60 mg totale N/l bij temperatuur < 12°C

Met het actief slib systeem kan tevens TBT verwijderd worden. Op basis van laboproeven wordt het verwijderingsrendement ingeschat op 90-98%. Nadeel is dat al het TBT dan gebonden zit op het slib (TBT-clean project, 2005).

Bij toepassen van biologische zuivering ontstaat slib dat afgevoerd dient te worden.

Omwille van de lage vervuilingconcentratie zal de slibproductie zeer beperkt zijn. Met het effluent wordt continu een kleine hoeveelheid slib afgevoerd. Het is niet uit te sluiten dat in sommige gevallen sporadisch extra slib zal moeten worden toegevoegd aan de zuivering.

Stel, in het optimale geval, dat er geen slib met het effluent zou verdwijnen en dat de slibproductiefactor 0,15 zou bedragen, dan zou er bij een CZV-concentratie van 250 mg/l per verwerkte m³ 0,0375 kg droge stof slib ontstaan.

Economische aspecten

Voor de inschatting van de economische aspecten worden 2 gevallen beschouwd:

- actief slib systeem: SBR – discontinu (zie bijlage 4)
- reactor met biofilm op dragermateriaal – continu (zie bijlage 5)

De kostprijsramingen werden aangeleverd door

- TREVI voor de SBR installatie
- Exploitant van een continu bedreven reactor met biofilm op dragermateriaal

De onderstaande vermelde kostprijsramingen zijn louter indicatief:

- omwille van een onderschatting van de kostprijzen daar het mogelijk installeren van een bufferbekken (voor het opvangen van o.a. seizoensvariaties, wisselend debiet lozingswater, ...) niet in rekening is gebracht;
- het begeleidingscomité geeft aan dat de elektriciteitskost, loonkost, labokosten en opvolgingskosten onderschat zijn.

Voor een specifiek project dienen specifieke kostprijsberekeningen gemaakt te worden, rekening houdend met de specifieke randvoorwaarden.

De kosten voor biologische N-verwijdering worden o.a. bepaald door:

- de ontwerp-belasting
- het ontwerpdebiet en de debietsvariaties in de tijd
- N-vracht
- type reactor
- dosering C-bron
- doelstelling N-norm

1) Aktief slib systeem: SBR – discontinu, debieten van 5 tot 40 m³/u

De investeringskost voor het SBR systeem bedraagt ca. € 250.000-425.000. De werkingskost (incl. elektriciteit, slibverwerking, C-bron, onderhoud en opvolging) bedraagt ca. 0,50-0,25 €/m³.

Details omtrent de uitgewerkte scenario's en uitgangspunten van deze oefening zijn terug te vinden in bijlage 2 van dit rapport.

2) Reactor met biofilm op dragermateriaal – continu, debiet 2.000.000 m³/jaar:

De investeringskosten voor deze reactor bedragen ca. 4,7-7,8 M€. De berekening van de werkkingskosten (C-bron, opvolging, onderhoud, elektriciteit) leidde voor deze oefening tot 0,34-0,58 €/m³.

Details omtrent de uitgewerkte scenario's en uitgangspunten van deze oefening zijn terug te vinden in bijlage 3 van dit rapport.

4.1.3.11. *Behandeling van afvalwater dmv actief koolfiltratie (WASS, BBT bodemsaneringen, TBT-clean project)*

Beschrijving van de techniek

De werking van een actieve koolfilter berust op de adsorptie van een opgeloste verontreiniging aan het oppervlak van het actieve kool. De koolstof waaruit het filter bestaat, is geactiveerd door middel van stoom of door een chemisch proces. Bij de activatie ontstaan poriën die moleculaire afmetingen hebben, hierdoor kan het uitwendige oppervlak van de koolstof vergroot worden tot 2.000 m² per gram. Een beperkende factor op het gebruik van een adsorptietechniek is evenwel het feit dat verzadiging van die poriën optreedt. Na een bepaalde tijd moet de kool vervangen en/of geregenereerd worden.

Technische haalbaarheid

Actief kool wordt dikwijls als tertiaire zuiveringstechniek gebruikt in de afvalwaterbehandeling. Er zijn verschillende types actief kool beschikbaar op de markt nl steenkool, hout en kokos.

Adsorptie wordt met name toegepast voor de verwijdering van:

- biologisch slecht afbreekbare, a-polaire opgeloste organische verbindingen zoals gechloroerde oplosmiddelen, (gechloroerde) aromaten, pesticiden, opgeloste olie, AOX (som van adsorbeerbare organische halogenen);
- geurstoffen;
- kleur- en smaakstoffen
- TBT en ook BFR's kennen een erg lage oplosbaarheid in water, en zullen zich voornamelijk concentreren in sedimenten en/of adsorberen aan organisch materiaal. Experimenten met actief kool op laboschaal toonden aan dat de organotins zeer efficiënt adsorbeerden op het actief kool bij een pH tussen 7 en 9. Hieruit bleek tevens dat de beschikbare adsorptieoppervlakte of contacttijd (20min.) en dus een goed contact tussen het afvalwater en het actief koolfilter van groot belang zijn voor een effectieve verwijdering van TBT. BFR's blijken moeilijk op te sporen omwille van de lage oplosbaarheid van deze stoffen en de analytische detectielimieten.

Onderstaande tabel geeft een overzicht van testresultaten uitgevoerd op filtraat uit een mechanische ontwatering met kalk als ontwateringsadditief voor TBT.

Tabel 27: TBT concentraties in het influent en effluent van een actief koolfilter bij verschillende pH waarden (TBT clean, 2005)

	Tributyltin ($\mu\text{g/l}$)	
	Influent	Effluent
pH = 7	6,2	< 0,1
pH = 8	6,3	< 0,1
pH = 9	6,5	< 0,1
pH = 10	6,4	< 0,1
pH = 11	6,5	< 0,1

Ionen zoals ijzer, mangaan, calcium, carbonaat, ... kunnen in de actieve kool neerslaan en de adsorptiecapaciteit in sterke mate verlagen. Voorbehandeling van het afvalwater is dan aangegeven.

Voor PAK's, PCB's en gebromeerde vlamvertragers zijn geen meetgegevens beschikbaar. Het is tevens niet evident om uitspraken te doen omtrent haalbare zuiveringsrendementen, omdat deze sterk afhangen van de matrix. De invloed van de matrix waarin ze zitten op het zuiveringsrendement is sterk bepalend. Als ze alleen aanwezig zijn, zijn waarden van ordegrootte 10 $\mu\text{g/l}$ wel mogelijk, maar dat is een irreële situatie.

Milieu-impact

De werkingsgraad van actieve-koolfilters is goed. Door de contacttijd met het actieve kool te vergroten kan het gewenste rendement bijna in alle gevallen bereikt worden. De hoeveelheid specifieke component die een kolom kan adsorberen, hangt af het type actieve kool, de vervuiling, de concentratie en de temperatuur. De adsorptiecapaciteit bedraagt circa 6-10% van de massa actieve kool. De werking van de filter kan vooraf vrij nauwkeurig bepaald worden aan de hand van laboratoriumtesten.

Bij het gebruik van actief kool dient de beladen actief kool te worden afgevoerd als afval of te worden geregenereerd.

Economische aspecten

De kostprijzen variëren sterk en zijn afhankelijk van opgelegde lozingsnormen, beladingsgraad en debieten.

Kostprijs voor behandeling van vervuild water via actief kool, gebaseerd op de huurprijzen van (Logisticon verhuurgids, 2004) worden hieronder weergegeven voor verschillende debieten⁷:

- debiet 5-10 m^3/u 0,32-0,18 euro/ m^3
- debiet 10-30 m^3/u 0,13-0,07 euro/ m^3
- debiet 40-50 m^3/u 0,16-0,05 euro/ m^3

De prijs van actief kool varieert van 1,28 euro/kg (450 kg/m^3) voor bruinkool tot 2,06 euro/kg (400 kg/m^3) voor geregenereerde kool. Voor het afvoeren van het actief kool wordt gemiddeld 0,1 euro/kg gerekend bij storten. Vaak wordt aangeraden om actief kool filter te gebruiken met een voorgeschakelde zandfilter (inclusief influent-, effluent- en vuilbuffer evenals spoelpomp) wat een meerkost betekent afhankelijk van het debiet van:

⁷ Kosten vanaf 50 weken huur, inclusief energie- en onderhoudskost

- debiet 5-10 m³/u 0,72-0,41 euro/m³
- debiet 15-25 m³/u 0,32-0,22 euro/m³
- debiet 30-50 m³/u 0,34-0,21 euro/m³

De techniek is duidelijk duurder als de influentconcentraties hoog zijn of als de beladingsgraad van de actieve kool laag is. De gemiddelde totale kosten kunnen oplopen tot 4 euro per m³ behandeld water.

4.2. Lucht en geur

4.2.1. Beschrijving

Tijdens het ontwateringsproces kunnen ammonium- en organische vluchtige componenten vrijkomen die geurhinder kunnen veroorzaken. De mogelijkheid tot geurhinder is afhankelijk van de samenstelling van de bagger- en ruimingsspecie.

In tegenstelling tot slib uit waterzuiveringsinstallaties is het gehalte aan organisch materiaal van de bagger- en ruimingsspecie eerder beperkt, gemiddeld ongeveer 9%. Het relatief gering gehalte aan organisch materiaal heeft verder tot gevolg dat anaërobe afbraak slechts in zeer beperkte mate zal plaatsvinden.

Er is weinig tot geen verwaaiing van stof omdat de bagger- en ruimingsspecie nat wordt aangevoerd en tijdens het consolidatieproces verkleeft en een quasi vaste materie vormt.

Aan bagger- en ruimingsspecie hechten allerlei stoffen, waaronder zware metalen. Emissies van stof gaan bijgevolg gepaard met emissies van zware metalen. De emissies van zware metalen zijn afhankelijk van de concentratie van zware metalen in de specie.

4.2.2. Kwantitatieve inschatting

De emissie naar de lucht zijn relatief beperkt. Er komt vrijwel geen verstuiwing voor aangezien de bagger- en ruimingsspecie nat wordt aangevoerd. Daar er geen meetgegevens beschikbaar zijn voor de emissies naar de lucht bij het ontwateren, ontzanden en/of storten van de bagger- en ruimingsspecie, worden deze ingeschat volgens de formule voor de bepaling van onbedekte oppervlakken (EPA, 1985):

$$E = (1,9) \times \left(\frac{S}{1,5}\right) \times \left(\frac{365-p}{235}\right) \times \left(\frac{f}{15}\right)$$

met: E = emissiefactor (kg/dag/ha)

s = droge stofgehalte van de specie (%DS)

p = het aantal dagen met een minimumneerslag van 0,254 mm (136 dagen, benadering door normaalwaarde voor aantal dagen neerslag > 1mm, KMI)

f = windsnelheid > 5,4 m/s (30%)

Daar de specie bij het consolidatieproces aan elkaar gaat koeken en een quasi vaste materie vormt, kan aangenomen worden dat de toepassing van de formule met een factor 10 kan verlaagd worden voor het inschatten van de stofemissies. Met de veronderstelling dat het DS-gehalte 60% bedraagt, komt men dan tot een stofemissie van 15 kg/dag/ha.

Wat de fractie zwevend stof ($< 10\mu\text{m}$) betreft worden waarden van 15-17% van de totale stofemissie teruggevonden in MER's voor laguneringsvelden en monodeponie voor bagger- en ruimingsspecie.

De theoretisch depositie van zware metalen kan afgeleid worden uit de maximale depositie van stof en de gemiddelde concentratie van zware metalen in de bagger- en ruimingsspecie.

4.2.3. Milieuvriendelijke technieken

4.2.3.1. *Beperken van diffuse stofemissies*

Beschrijving van de techniek

Met het oog op beperking van diffuse stofvorming zijn er een aantal milderende maatregelen aan te bevelen. Tijdens de uitbating kan een strikt regime van besproeiing van de werfwegen en het regelmatig reinigen van de geasfalteerde wegen de verspreiding van stof tegengaan. Daarnaast wordt als maatregel aanbevolen om de banden van de vrachtwagens af te spoelen.

Technische haalbaarheid

Het besproeien van de terreinen en het regelmatig reinigen van de geasfalteerde wegen en/of het inrichten van een wielwasinstallatie is technisch haalbaar voor elke baggerverwerkingssite.

Milieu-impact

Bij het beperken van diffuse stofemissies dient het sproei- en waswater te worden opgevangen en gezuiverd voor lozing of hergebruik. Hiervoor verwijzen we naar de behandeling van afvalwater.

Indien men beschikt over goede werfwegen en de overige verharde wegen regelmatig schoonmaakt is een wielwasinstallatie eerder een oorzaak van stofemissies dan een remediërende maatregel. Het water van de wielwas wordt gezuiverd en gerecycleerd. Indien het water onvoldoende wordt gezuiverd bevat dit na voorloop van tijd veel zwevende stof dat uiteindelijk met het spoor van de vrachtwagens verspreid wordt. Het spoor van de wielwas strekt zich zo uit tot buiten de installatie wat bij opdroging leidt tot stofvorming.

Economische aspecten

De kost van het besproeien van het terrein varieert met de kostprijs van het water. In de BBT-studie bodemsaneringen (finale draft mei 2006) wordt een kostprijs van € 0,001 (waterkost) per m^2 terrein vermeld. Er werd hierbij verondersteld dat de huurprijs van de watercontainer 500 euro per week kost en €10/1000 l water.

Wat de wielwasinstallatie betreft worden voor de inrichting ervan prijzen gemeld van € 7.500-10.000. Exploitatie van de wasplaats bedraagt circa € 200 per dag.

4.3. Bodem

4.3.1. Beschrijving

Emissies naar de bodem kunnen plaatsvinden door contact van verontreinigde bagger- en ruimingsspecie of vrijkomend water met de bodem. Zonder bodembescherming kan het vrijkomend water in de bodem of het grondwater infiltreren.

4.3.2. Kwantitatieve inschatting

De potentiële beïnvloeding van de bodemkwaliteit hangt samen met een aantal risico-actiteiten die plaatsvinden bij het ontwateren:

- het lossen en bergen van de specie in de bufferbekkens of laguneringsbekkens
- het behandelen van de specie
- toepassen van gevaarlijke stoffen waaronder conditioneringsmiddelen van de ontwateringsinstallatie en de waterzuivering
- stofdepositie

Een kwantitatieve beoordeling van deze risico's is moeilijk in te schatten maar wordt als niet significant ingeschat indien men de voorwaarden naar bodembescherming voor stortplaatsen en opslag van gevaarlijke stoffen van Vlarem II uitvoert en naleeft.

4.3.3. Milieuvriendelijke technieken

4.3.3.1. Toepassen van goede bodembescherming van de site

Beschrijving van de techniek

Emissie naar de bodem kan voorkomen worden door een goede inrichting (drainage en afvoer naar de waterzuivering) en bodembescherming van de site: installaties op *vloestofdichte vloeren* plaatsen of ondergrond afdekken met *folie of kleilaag*. Voor het gebruik van kranen en ander zwaar materieel dienen voldoende beschermende maatregelen te worden getroffen bvb de aanleg van een *asfaltbaan* waar het materieel zich op kan verplaatsen (bvb. laguneringsveld in Bremen) of andere verharding of voldoende dik drainagepakket (min 0.5m)

Technische haalbaarheid

Het aanleggen van goede bodembescherming is technisch haalbaar bij elke baggerverwerkingsite.

Milieu-impact

Door een goede bescherming van de ondergrond van de site kan verontreiniging van de bodem voorkomen worden.

Economische aspecten

De kosten voor de aanleg van een folielaag en drainagelaag zijn weergegeven in Tabel 28.

Tabel 28: Kosten van de aanleg en ontmanteling van een folielaag en een drainagelaag (CIW, augustus 1999, persoonlijke communicatie Antwerps Havenbedrijf, september 2005)

Voorziening	Kosten
Folielaag	
Aanleg	€ 35- 40/m ²
Ontmanteling	€ 0,17/m ²
Drainagelaag	
Aanleg	€ 12,5/m ²
Ontmanteling	
Schone drainagelaag	€ 1,5/m ²
Vuile drainagelaag	€ 7,5/m ²

4.4. Geluid

4.4.1. Beschrijving

De voornaamste geluidsbronnen zijn:

- specie-transport-vehicle (vb. bakkenzuiger)
- baggertuig
- zandafscheiding en pompinstallatie
- waterzuivering
- ontwateringsinstallatie
- bulldozers
- kranen
- eventueel aanwezige transportbanden

4.4.2. Kwantitatieve inschatting

Voor de gegevens van de geluidsvermogen niveau's wordt gesteund op informatie uit opge-
maakte MER's voor laguneringsvelden en mechanische ontwateringsinstallaties.

De opgebaggerde specie wordt met een specie-transport-vehicle aangevoerd en vervolgens
gelost aan de loskade. Het geluidsvermoggenniveau wordt ingeschat op ca. 110 dB(A).

Meestal worden pompinstallaties, zandafscheiding en waterzuiverings- en ontwateringsinstal-
laties ondergebracht in een gesloten gebouw. De gebouwen worden zo ontworpen dat op een
afstand van 1 m van de gebouwen een maximaal geluidsdrukniveau van 45 dB(A) wordt geme-
ten.

De belangrijkste geluidsbron van het baggertuig is de dieselmotor. Het geluidsvermoggenniveau
van deze machines is afhankelijk van het vermogen en het toerental. Voor een dieselmotor van
ca. 200 Pk met een toerental van 2000 omw./min. bedraagt het geluidsvermoggenniveau 100
dB(A) (berekend op basis van een empirische formule, CIMAC).

Voor de kranen en bulldozers wordt een geluidsdrukniveau van 106 dB(A) gehanteerd conform
het besluit van 6 maart 2002 betreffende het geluidsniveau van materieel voor gebruik buitens-
huis (KB 2002/22179).

Het geluidsvermoggenniveau van de mogelijk aanwezige transportbanden wordt ingeschat op 78 dB(A) per meter.

4.4.3. Milieuvriendelijke technieken

4.4.3.1. Toepassen geluidsisolerende maatregelen

Beschrijving van de techniek

Alle toestellen worden van geluidsisolatie voorzien zodat enerzijds voldaan wordt aan de eisen van de Codex over het welzijn op het werk en anderzijds het geluidsniveau aan de binnenzijde van de gebouwen op 1 m afstand van de buitenwand en dak niet hoger is dan 85dB(A).

Hierbij kan gedacht worden aan een geluidsarme uitvoering van de pompinstallatie of de pompinstallatie te installeren in een geluidsdichte omkasting.

De zandafscheiding met pompinstallatie en de volledige ontwateringsinstallatie en de voor naamste geluidsbronnen van de waterzuiveringsinstallatie kan worden ondergebracht in gesloten gebouwen zodat op 1 m afstand buiten de gebouwen een maximaal geluidsdrumniveau van 45 dB(A) wordt gemeten.

Technische haalbaarheid

Alle pompinstallaties kunnen technisch allemaal voorzien worden van de nodige geluidsisolatie.

Milieu-impact

Door toepassen van deze maatregelen kan eventuele geluidshinder beperkt worden.

Economische aspecten

Deze geluidshinder aanpakken aan de bron wordt reeds toegepast bij het verwerken van bagger. Concrete kostprijsgegevens zijn echter niet ter beschikking.

Hoofdstuk 5**SELECTIE VAN DE BESTE BESCHIKBARE
TECHNIEKEN (BBT)****5.1. Evaluatie van de beschikbare milieuvriendelijke technieken**

In dit hoofdstuk worden de beschikbare milieuvriendelijke technieken uit hoofdstuk 4 getoetst aan een aantal criteria. Deze multi-criteria analyse laat toe te oordelen of een techniek als Beste Beschikbare Techniek (BBT) kan beschouwd worden. De criteria hebben niet alleen betrekking op de milieucompartmenten (water, lucht, bodem, energie en geluid), maar ook de technische haalbaarheid en de economische kant (rendabiliteit) worden beschouwd. Dit maakt het mogelijk een *integrale* evaluatie te maken, conform de definitie van BBT (cf. Hoofdstuk 1).

Toelichting bij de inhoud van de criteria:*Technische haalbaarheid*

- bewezen: geeft aan of de techniek zijn nut bewezen heeft in de industriële praktijk (-: niet bewezen; + wel bewezen);
- veiligheid: geeft aan of de techniek, bij correcte toepassing van de gepaste veiligheidsmaatregelen, aanleiding geeft tot een verhoging van de risico's op brand, ontploffing en arbeidsongevallen in het algemeen (-: verhoogt risico; 0: verhoogt risico niet; +: verlaagt risico);
- kwaliteit: geeft aan of de techniek een invloed heeft op de kwaliteit van het eindproduct (-: verlaagt kwaliteit, 0: geen effect op kwaliteit, +: verhoogt kwaliteit);
- globaal: schat de globale technische haalbaarheid van de techniek in (+ als voorgaande alle + of 0, - als één van voorgaande -).

Milieuvoordeel

- water: inbreng van verontreinigde stoffen in het oppervlaktewater;
- lucht-geur: inbreng van verontreinigde stoffen in de atmosfeer;
- bodem: inbreng van verontreinigde stoffen in de bodem;
- afval: het voorkomen en beheersen van afvalstromen;
- energie: energiebesparingen, inschakelen van milieuvriendelijke energiebronnen en hergebruik van energie;
- geluid: voorkomen en beheersen van geluidshinder
- globaal: geeft de ingeschatte invloed op het gehele milieu weer.

Per techniek wordt voor elk van bovenstaande criteria een kwalitatieve beoordeling gegeven, waarbij:

- : negatief effect;
- 0: geen/verwaarloosbare impact;
- +: positief effect;
- ±: soms een positief effect, soms een negatief effect.

Economische beoordeling

- een positieve (+) beoordeling betekent dat de techniek kostenbesparend werkt;
- een “-” duidt op een relatief kleine verhoging van de kosten waardoor deze nog draagbaar

zijn voor de sector en in een redelijke verhouding staan ten opzichte van de gerealiseerde milieuwinst;

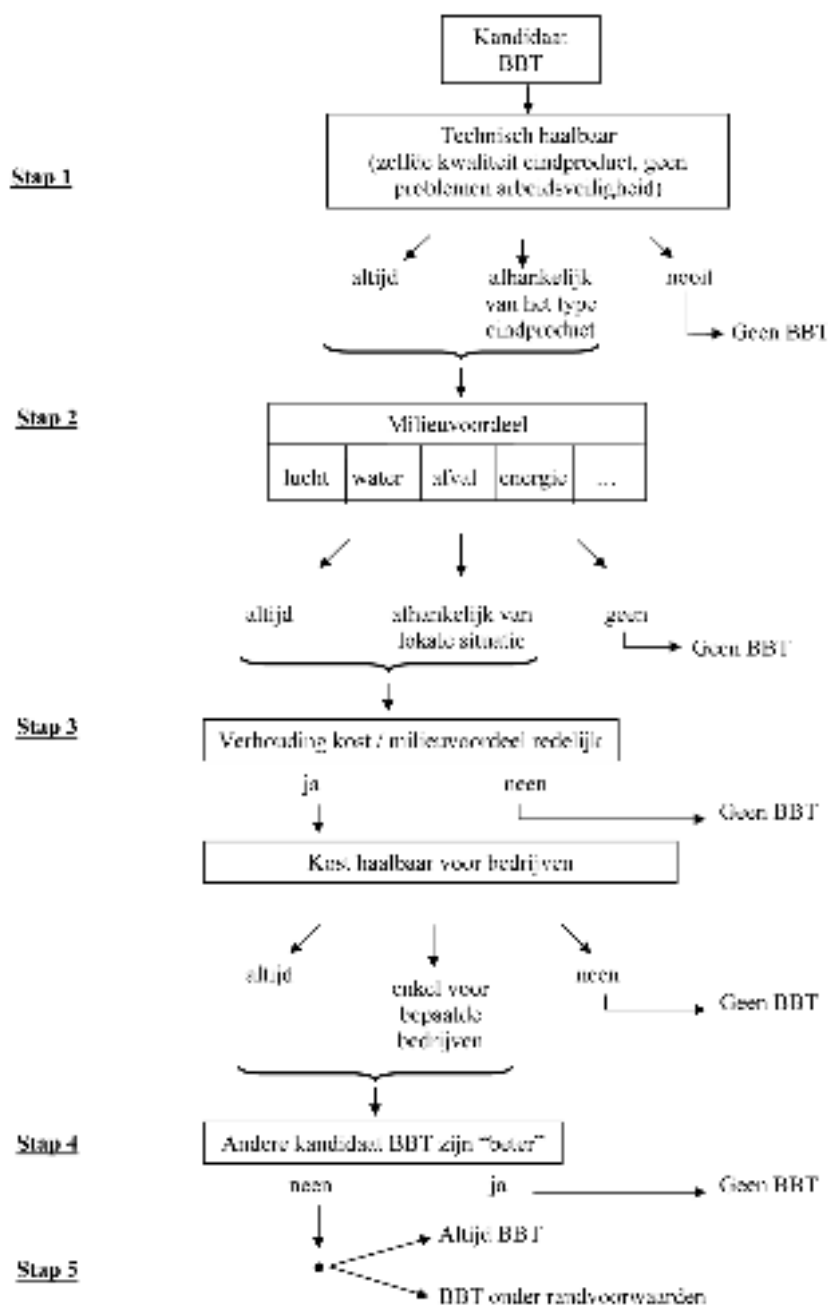
- een “-” duidt op een grote stijging van de kosten zodat deze niet meer draagbaar zijn voor de sector of niet meer in verhouding staan ten opzichte van de gerealiseerde milieuwinst.

Bij het selecteren van de BBT op basis van de scores voor verschillende criteria, worden een aantal principes gehanteerd:

- Eerst wordt nagegaan of een techniek technisch haalbaar is, waarbij rekening wordt gehouden met de kwaliteit van het product en de veiligheid.
- Wanneer de techniek technisch haalbaar is, wordt nagegaan wat het effect is op de verschillende milieucompartimenten. Door een afweging van de effecten op de verschillende milieucompartimenten te doen kan een globaal milieuoordeel geveld worden. Om dit laatste te bepalen worden de volgende elementen in rekening gebracht:
 - Zijn één of meerdere milieuscores positief en geen negatief, dan is het globaal effect steeds positief;
 - Zijn er zowel positieve als negatieve scores dan is het globaal milieu-effect afhankelijk van de volgende elementen:
 - de verschuiving van een minder controleerbaar naar een meer controleerbaar compartiment (bijvoorbeeld van lucht naar afval);
 - relatief grotere reductie in het enige compartiment ten opzichte van toename in het andere compartiment;
 - de wenselijkheid van reductie gesteld vanuit het beleid; onder andere afgeleid uit de milieukwaliteitsdoelstellingen voor water, lucht,...(bijvoorbeeld “distance-to-target” benadering).

Technieken die een verbetering brengen voor het milieu (globaal gezien), technisch haalbaar zijn en met een rendabiliteit “-” of hoger worden weerhouden.

Uiteindelijk wordt in de laatste kolom telkens beoordeeld of de beschouwde techniek als beste beschikbare techniek kan geselecteerd worden (**BBT: ja** of **BBT: nee**). Waar dit sterk afhankelijk is van de beschouwde instelling en/of lokale omstandigheden wordt **BBT: vgtg** (van geval tot geval) als beoordeling gegeven.



Figuur 19: Selecteren van BBT op basis van de scores voor de verschillende criteria

Belangrijke opmerkingen bij het gebruik van Tabel 29

Bij het gebruik van onderstaande tabel mag men volgende aandachtspunten niet uit het oog verliezen:

- De beoordeling van de diverse criteria is onder meer gebaseerd op:
 - ervaring van exploitanten met deze techniek;
 - BBT-selecties uitgevoerd in andere (buitenlandse) vergelijkbare studies;
 - adviezen gegeven door het begeleidingscomité.
 - inschattingen door de auteurs

Waar nodig, wordt in een voetnoot bijkomende toelichting verschaft. Voor de betekenis van de criteria en de scores wordt verwezen naar paragraaf 1.

- De beoordeling van de criteria is als indicatief te beschouwen, en is niet noodzakelijk in elk individueel geval van toepassing. De beoordeling ontslaat een exploitant dus geenszins van de verantwoordelijkheid om b.v. te onderzoeken of de techniek in zijn/haar specifieke situatie technisch haalbaar is, de veiligheid niet in gevaar brengt, geen onacceptabele milieuhinder veroorzaakt of overmatig hoge kosten met zich meebrengt. Tevens is bij de beoordeling van een techniek aangenomen dat steeds de gepaste veiligheids/milieubeschermende maatregelen getroffen worden.
- De tabel mag niet als een losstaand gegeven gebruikt worden, maar moet in het globale kader van de studie gezien worden. Dit betekent dat men zowel rekening dient te houden met de beschrijving van de milieuvriendelijke technieken in hoofdstuk 4 als met de vertaling van de tabel naar aanbevelingen en concretisering van de milieuvergunningsvoorwaarden in hoofdstuk 6.
- De tabel geeft een algemeen oordeel of de aangehaalde milieuvriendelijke technieken al of niet als BBT aanzien kunnen worden bij het verwerken van bagger- en ruimingspecie.

5.1.1. Evaluatie van de kandidaat BBT

Tabel 29: Evaluatie van de beschikbare milieuvriendelijke technieken en selectie van de BBT

Techniek	Technisch				Milieu						Econ	BBT	
	Bewezen	Veiligheid	Kwaliteit	Gloabaal	Water	Lucht-geur	Bodem	Afval	Energie	Geluid	Gloabaal		Rendabiliteit/ kosteneffectief
Afvalwater: beperken van onopgeloste bestanddelen													
1. Optimaliseren van het bekkenbeheer ter beperking van het gehalte aan onoplosbare bestanddelen en debiet bij lagunering (zie § 4.1.3.1)	+	0	0	+	+	0	0	0	0	0	+	-	Ja
Afvalwater: verwijderen van onopgeloste bestanddelen													
2. Behandeling van afvalwater d.m.v bezinkingsbekken (zie § 4.1.3.2)	+	0	0	+	+	0	0	-	0	0	+	-	Vgtg ^a
3. Behandeling van afvalwater d.m.v zandfiltratie (zie § 4.1.3.3)	+	0	0	+	+	0	0	-	0	0	+	-	Vgtg ^b
Afvalwater: verwijderen van N													
4. Behandeling van afvalwater d.m.v. strippen (zie § 4.1.3.4)	- ^c	0	0	-									Nee
5. Behandeling van afvalwater d.m.v. breekpuntschlorering (zie § 4.1.3.5)	+	0/-	0	+	+/- ^d	0	0	-	-	0	+/-	-/-	Vgtg ^e
6. Behandeling van afvalwater d.m.v. ionenwisseling (zie § 4.1.3.6)	- ^f	0	0	-	+								Nee
7. Behandeling van afvalwater d.m.v. ongekeerde osmose (zie § 4.1.3.7)	- ^g	0	0	-	+								Nee
8. Behandeling van afvalwater d.m.v. neerslag als magnesium-ammonium-fosfaat, MAP-precipitatie (zie § 4.1.3.8)	- ^h	0	0	-	+								Nee
9. Behandeling van afvalwater d.m.v. indamping (zie § 4.1.3.9)	- ⁱ	0	0	-	+								Nee
10. Behandeling van afvalwater d.m.v. biologische N-verwijdering (zie § 4.1.3.10)	+/- ^j	0	0	+/-	+	0	0	-	-	0	+/-	-/-	Vgtg ^e

Tabel 29: Evaluatie van de beschikbare milieuvriendelijke technieken en selectie van de BBT

Techniek	Technisch				Milieu							Econ	BBT
	Bewezen	Veiligheid	Kwaliteit	Globaal	Water	Lucht-geur	Bodem	Afval	Energie	Geluid	Globaal	Rendabiliteit/ kosteneffectief	
Afwalwater:													
verwijderen van organische micro-verontreinigingen													
11. Behandeling van afvalwater d.m.v. actief koolfiltratie (zie § 4.1.3.1.1)	+	0	0	+	+	0	0	-	0	0	+/-	-	Vgtg ^k
Lucht en geur													
12. Beperken van diffuse stofemissies (zie § 4.3.3.1)	+	0	0	+	-	+	0	0	0	0	+	-	Ja
Bodem													
13. Toepassen van goede bodembescherming van de site:aanbrengen van bodembescherming (zie § 4.4.3.1)	+	0	0	+	0	0	+	0	0	0	+	-/--	Ja
Geluid													
14. Toepassen geluidsisolerende maatregelen (zie § 4.5.3.1)	+	0	0	+	0	0	0	0	0	+	+	-	Ja

- a. Indien door voorgaande maatregelen (vb. optimaliseren van bekkenbeheer bij lagunering) de gewenste concentratienorm aan onopgeloste bestanddelen nog niet bereikt wordt, is het BBT om een bezinkingsbekken en/of zandfiltratie te plaatsen
- b. Indien door voorgaande maatregelen (vb. optimaliseren van bekkenbeheer bij lagunering) de opgelegde concentratienorm aan onopgeloste bestanddelen nog niet bereikt wordt, is het BBT om een bezinkingsbekken en/of zandfiltratie te plaatsen; zandfiltratie is steeds BBT als voorbehandeling op actief koolfiltratie
- c. Eerder voordelig voor geconcentreerde stromen (> 500 mg NH₄-N/l)
- d. Als nevenreactie met organische verbindingen ontstaan gechlorideerde koolwaterstoffen, oa. trihalomethaan dat kankerwerkkend is, er dienen maatregelen (actief koolfiltratie) genomen te worden om te voorkomen dat deze stoffen in het lozingswater terechtkomen
- e. Zie § 5.2 voor randvoorwaarden
- f. Nog geen goede resultaten mee behaald in de baggerverwerkingssector
- g. Geen piloot- nog labotestresultaten bekend in de sector
- h. Niet toepasbaar voor N-concentraties < 100 mg NH₄-N/l
- i. Geen piloot- nog labotestresultaten bekend in de sector
- j. Beter toepasbaar voor continu vrijkomend afvalwater, moeilijker en minder toepasbaar voor discontinu vrijkomend afvalwater
- k. Actief koolfiltratie is BBT indien de opgelegde lozingsvoorwaarden voor opgeloste organische micropolluenten dit vereisen



5.2. BBT conclusies

Zoals reeds aangegeven in hoofdstuk 4 worden enkel milieuvriendelijke technieken geëvalueerd en besproken die toegepast kunnen worden voor de thans (2007) gebruikte bagger-verwerkingstechnieken in Vlaanderen: nl. ontwateren van de bagger- en ruimingsspecie.

Bij het ontwateren van bagger- en ruimingsspecie zijn een aantal preventieve maatregelen BBT:

- *beperking van diffuse stofemissies* door het besproeien van de terreinen, het regelmatig schoonmaken van geasfalteerde wegen en eventueel gebruik van een wielwasinstallatie;
- *beperken van uitlozing naar de bodem* door een goede inrichting (drainage en afvoer naar de waterzuivering) en bodembescherming van de site d.m.v het plaatsen van de installaties op vloestofdichte vloeren of de ondergrond af te dekken met een folie of kleilaag en;
- *voorkomen van geluidshinder* door geluidsarme uitvoering van de pompinstallatie of de pompinstallatie te installeren in een geluidsdichte omkasting.

Deze preventieve maatregelen worden aanzien als goede bedrijfsvoering.

Wat het *voorkomen van emissies* naar het oppervlaktewater betreft is het BBT een aantal primaire maatregelen aan te wenden om het gehalte aan onopgeloste bestanddelen en het debiet te beperken. Daar de meeste verontreinigingen in het afvalwater, waaronder zware metalen, PAK'S, PCB's en fosfaat, voor 80 tot meer dan 95% gebonden zijn aan onopgeloste bestanddelen, leidt een beperking van de concentratie aan zwevende stoffen tot een verlaging van de vracht van verontreinigingen richting het oppervlaktewater. Alleen de stikstofverbindingen vormen hierop een uitzondering.

Maatregelen om het gehalte aan onopgeloste bestanddelen en het debiet te beperken kunnen worden genomen bij de aanleg van de laguneringsbekkens en stortbekkens (*procesgeïntegreerde maatregelen*). Indien deze maatregelen onvoldoende effect sorteren dienen extra maatregelen die het bezinkingsrendement verhogen of *nageschakelde zuiveringstechnieken* voor het beheersen van de concentratie aan zwevende stoffen en stikstofverbindingen worden ingezet (end of pipe technieken).

Procesgeïntegreerde maatregelen:

Bekkenbeheer vormt de belangrijkste peiler bij het beperken van de emissies uit laguneringsvelden. Maatregelen in het kader van bekkenbeheer kunnen gericht zijn op het beperken van debieten of het beperken van het gehalte aan onopgeloste bestanddelen in het lozingswater. Het beperken van het debiet kan bereikt worden door:

- de specie mechanisch aanbrengen in het laguneringsbekken ipv het hydraulisch op te spuiten;

In geval van hydraulisch opspuiten:

- recirculatie van retourwater;
- tijdens stormperiodes geen water te lozen;
- de specie met een zo laag mogelijke vertroebeling in laguneringsbekken spuiten (onderwater uit laten lopen, gebruik van brede spuitmonden etc);
- afstemmen van de vulsnelheid om pieklozingen te voorkomen;
- aanleg van geleidings- en tussenkaden;
- het voorkomen van preferente stromingsbanen in het laguneringsbekken;
- meerdere lozingspunten op het laguneringsbekken aanleggen.

End of pipe maatregelen:

De discontinuïteit in het debiet naar aanvoer van water, de typische ‘eenzijdige’ samenstelling van het water en de technische haalbaarheid en de kostprijs van de waterzuiveringstechnieken zorgen ervoor dat slechts een beperkt aantal afvalwaterzuiveringstechnieken BBT zijn nl. het gebruik van een bezinkingsbekken en/of zandfiltratie ter verwijdering van zwevend stof.

Om volgende redenen kan de toepassing van bovenvermelde BBT technieken onvoldoende zijn:

- de kwaliteit van het oppervlaktewater waarin wordt geloosd (vb.: de kwetsbaarheid/gevoeligheid voor stikstof; reductieprogramma gevaarlijke stoffen);
- de relatieve impact van de installatie op de oppervlaktewaterkwaliteit en de waterzuiveringsinfrastructuur.

Rekening houdende met het voorgaande, draagkracht van de ontvangende waterloop, kan voor individuele verwerkingscentra bijkomende behandeling van afvalwater noodzakelijk zijn ter verwijdering van organische micropolluenten of stikstof.

Voor de verwijdering van organische micropolluenten wordt actief koolfiltratie als BBT weerhouden.

Voor N-verwijdering werden de biologische zuivering en de breekpuntschloring als BBT geselecteerd. Indien N-verwijdering noodzakelijk is, wordt de voorkeur gegeven aan biologische N-verwijdering; breekpuntschloring dient, o.w.v. de cross-media effecten, enkel overwogen in gevallen waar biologische zuivering technisch niet toepasbaar is of niet toelaat de opgelegde lozingsnormen te behalen.

De toepassing van N-verwijdering wordt voor de verwerkingscentra voor bagger- en ruimingspecie bemoeilijkt door:

- voor biologische reiniging:
 - de moeilijke toepasbaarheid van biologische technieken, rekening houdend met de karakteristieken van het afvalwater (eenzijdige samenstelling, discontinue vrijstelling);
 - de temperatuursafhankelijkheid van deze techniek, waardoor ’s winters wanneer de geloosde debieten het hoogst zijn, het N-verwijderingsrendement beperkt is (*de temperatuursafhankelijkheid is bij baggerverwerking groot doordat de installatie constant op omgevingstemperatuur staat en er geen restwarmte beschikbaar is voor verwarming van de installaties*);
 - de relatief hoge kosten ten opzichte van de relatief lage N-vrachten.
- voor breekpuntschloring:
 - de cross-media effecten van deze techniek (mogelijke vorming van gechloreerde koolwaterstoffen, o.a. trihalomethaan);
 - de relatief hoge kosten van N-verwijdering in combinatie met relatief lage N-vrachten.

Andere factoren die bepalen of N-verwijdering BBT zijn:

- het al dan niet continu vrijkomen van de afvalwaterstroom;
- het al dan niet aanwezig zijn van restwarmte;
- of de centra naast baggerverwerking ook andere activiteiten die invloed hebben op de kwaliteit van het afvalwater uitvoeren.

Hoofdstuk 6**AANBEVELINGEN OP BASIS VAN DE BESTE
BESCHIKBARE TECHNIEKEN****6.1. Inleiding**

De beste beschikbare technieken vormen een belangrijke basis voor het opstellen en concretiseren van de milieuvergunningvoorwaarden en de ecologiepremie.

In paragraaf 6.2 van dit hoofdstuk worden de in hoofdstuk 5 geselecteerde BBT vertaald naar vergunningvoorwaarden. Concreet worden een aantal aanbevelingen gedaan naar lozingsvoorwaarden. Deze aanbevelingen kunnen onder meer door vergunningverleners als basis gebruikt worden, bijvoorbeeld bij het vastleggen van bijzondere vergunningvoorwaarden.

Daarna wordt in §6.3 het aspect rond het gebruik van verwerkte specie als secundaire grondstof besproken. Er worden hierbij enkele suggesties gedaan om het gebruik van verwerkte bagger- en ruimingsspecie als secundaire grondstof te verbeteren.

6.2. Aanbevelingen voor de milieuvergunningvoorwaarden

Het gehele proces van baggeren, transport, opslaan van bagger- en ruimingsspecie, verwerking en het lozen van water met of zonder end of pipe technieken heeft invloed op de vracht verontreinigingen die geëmitteerd wordt. In de gehele keten kunnen, met meer of mindere efficiëntie, maatregelen genomen worden om de vracht verontreinigingen te beperken (zie § 5.2).

De aanbevelingen in deze paragraaf beperken zich tot het lozen van afvalwater dat vrijkomt bij het ontwateren van bagger- en ruimingsspecie.

De waterstromen afkomstig van het ontwateren zijn, afhankelijk van de wijze van baggeren, het inbrengen van de specie en de herkomst van het materiaal, zowel kwantitatief als kwalitatief zeer divers van aard.

In geval van lagunering als ontwateringstechniek zijn voor de beoordeling van deze lozingen twee waterstromen essentieel: de retourwaterstroom en de drainagewaterstroom. De retourwaterstroom bestaat uit transportwater, bovenstaand regenwater en consolidatiewater en is over het algemeen gekarakteriseerd als de stroom die boven de bagger- en ruimingsspecie uittreedt en oppervlakkig afstroomt. Deze stroom is vaak relatief groot in debiet en kortdurend. De drainagewaterstroom stroomt onder de specie uit via drains en is relatief laag in debiet en langerdurend dan de retourwaterstroom. Het debiet van drainagewater is sterk afhankelijk van de hoeveelheid neerslag en het jaargetijde.

Afvalwater afkomstig van de ontwatering van specie is voornamelijk belast met *CZV*, *ZS* en *stikstof*. Daarnaast bevat het afvalwater kleine concentraties fosfor- en sulfaatverbindingen, *BZV*, *metalen* en mogelijk andere verontreinigingen waaronder AOX, TBT, gebromeerde vlamvertragers en PAK's.

De organische microverontreinigingen en zware metalen zijn voor 80 tot meer dan 95% gebonden aan de onopgeloste bestanddelen.

De kwaliteit van het te lozen water wordt met betrekking tot deze verontreinigingen derhalve met name bepaald door het gehalte aan onopgeloste bestanddelen. Enkel stikstof wordt vooral in opgeloste vorm aangetroffen.

Aanbevolen wordt het gehalte aan onopgeloste bestanddelen te beperken door het toepassen van een goed bekkenbeheer bij lagunering en/of onopgeloste stoffen te verwijderen door plaatsen van een bezinkingsbekken en/of zandfilter. Eventueel dient de waterzuivering te worden aangevuld met een actiefkool filtratie voor verdere verwijdering van de organische micro-verontreinigingen. In specifieke gevallen, zie §5.2, is een bijkomende N-verwijdering BBT.

Aanbeveling voor lozingsvoorwaarden

Het gezuiverd afvalwater afkomstig van het ontwateren van bagger- en ruimingsspecie is weinig of niet biologisch behandelbaar en dient maximaal afgekoppeld te worden van de riolering.

Als leidraad geldt:

- dat deze afvalwaters – indien mogelijk – maximaal worden hergebruikt;
- indien nuttig hergebruik geen (volledige) oplossing biedt, komt de – zo nodig gebufferde – lozing in oppervlaktewater of een kunstmatige afvoerweg voor hemelwater (o.a. gracht) in aanmerking.
- slechts in laatste instantie is de lozing op de openbare riolering aan de orde. De verenigbaarheid van de lozing in de openbare riolering dient hierbij onderzocht overeenkomstig de beleidsaanpak inzake RWZI-exploitatie.

In onderstaande tabel wordt een overzicht gegeven van het concentratiebereik in het vrijkomend water bij ontwatering van bagger- en ruimingsspecie samen met de huidige lozingseisen voor baggerverwerking en de basismilieukwaliteitsnormen voor oppervlaktewater. Tevens is het voorstel voor lozingsvoorwaarden voor ontwatering van bagger- en ruimingsspecie aangegeven. Dit voorstel is afgeleid uit het huidige concentratiebereik in het afvalwater afkomstig van het ontwateren van specie en de BBT, waarbij de huidige lozingsvoorwaarden en de basismilieukwaliteitsnormen als toetsingswaarden zijn gehanteerd.

Tabel 30: Overzicht van de huidige concentraties in afvalwater bij ontwatering bagger- en ruimingsspecie en voorstel lozingsvoorwaarden bij verwerking bagger- en ruimingsspecie

Stof	Concentratie-bereik in het afvalwater (opgelost + onopgelost) in µg/l	Concentraties in het afvalwater bij toepassen van BBT	Basismilieukwaliteitsnorm	Detectielimiet (referentielabo VITO)	Huidige lozingsvoorwaarden voor verwerking bagger- en ruimingsspecie	Voorstel lozingsvoorwaarden bagger- en ruimingsspecie
ZS	2-97 mg/l	2-32 mg/l	50 mg/l	2 mg/l	60 mg/l	60 mg/l
BZV	2-25 mg/l	2-25 mg/l	6 mg/l	1 mg/l	25 mg/l	25 mg/l
CZV	16-190 mg/l	16-190 mg/l	30 mg/l	3,5 mg/l	125 mg/l	125 mg/l
P totaal	0,08-1,29 mg/l	0,08-1,29 mg/l	< 0,3 mg/l (P)	150 µg/l	2 mg/l	2 mg/l
Chloriden	28-610 mg/l	28-610 mg/l	200 mg/l (Cl ⁻)	0,02 mg/l	1.200 mg/l	1.200 mg/130
Sulfaten	301-1203 mg/l	301-1203 mg/l	150 mg/l (SO ₄ ²⁻)	0,04 mg/l	1.500 mg/l	1.500 mg/l
Totale N	4-57 mg/l		6 mg/l	0,5 mg N/l	15-60 mg/l	15-60 mg/l
Chroom	5-110µg/l	4-15 µg/l	50 µg/l	10 µg/l	150-300 µg/l	-
Nikkel	5-35 µg/l	20 µg/l	50 µg/l	10 µg/l	150-300 µg/l	-
Koper	5-30 µg/l	20 µg/l	50 µg/l	10 µg/l	150-300 µg/l	-
Zink	45-240 µg/l	30-50 µg/l	200 µg/l	20 µg/l	500-1.200 µg/l	-
Cadmium	0,4-2,5 µg/l	1 µg/l	1 µg/l	3 µg/l	10-6 µg/l	-
Kwik	0,1-0,5 µg/l	0,1-0,5 µg/l	0,5µg/l	0,1 µg/l	3-5 µg/l	-
Lood	14-45 µg/l	10-15 µg/l	50 µg/l	20 µg/l	150-300 µg/l	-
Arsen	3,5-95 µg/l	10	30 µg/l	10 µg/l	90-180 µg/l	-
PAK's	0,2-0,8 µg/l	-	100 ng/l	50 ng/l individueel	600-1000 ng/l	-
PCB's	< 0,1 µg/l	-	7 ng/l	10 ng/l individueel	70-21 ng	-

- Voor de parameters ZS, CZV, Pt, chloriden en sulfaten is het voorstel gebaseerd op de huidige meetgegevens en de beschikbare gegevens omtrent de toegepaste afvalwaterbehandelingstechnieken door de baggerspecie verwerkende bedrijven. Hieruit kan worden afgeleid dat de sector de courant opgelegde lozingsvoorwaarden voor deze parameters behaalt. Het voorstel neemt daarom de huidige opgelegde lozingsvoorwaarden voor deze parameters over.
- N-verwijdering wordt voor de baggerverwerking van geval tot geval, d.w.z. niet voor de sector in zijn geheel, als BBT weerhouden. Bij de afweging of N-verwijdering voor een individueel verwerkingscentrum noodzakelijk is moeten volgende parameters in rekening worden gebracht:
 - de kwaliteit van het oppervlaktewater waarin wordt geloosd (vb.: de kwetsbaarheid/gevoeligheid voor stikstof);
 - de relatieve impact van de installatie op de oppervlaktewaterkwaliteit en de waterzuiveringsinfrastructuur;
 - het al dan niet continu vrijkomen van de afvalwaterstroom;
 - het al dan niet aanwezig zijn van restwarmte;
 - of de centra naast baggerverwerking ook andere activiteiten die invloed hebben op de kwaliteit van het afvalwater uitvoeren.
- Indien N-verwijdering BBT is:
 - wordt de voorkeur gegeven aan biologische N-verwijdering, waarmee een totale N-concentratie van 15 mg/l haalbaar is, met afwijking tot 60 mg/l indien de temperatuur < 12°C (temperatuur gemeten *in* de reactor) bedraagt⁸.
 - breekpuntschloring dient, o.w.v. de cross-media effecten, enkel overwogen in gevallen waar biologische zuivering technisch niet toepasbaar is of niet toelaat de opgelegde lozingsnormen te behalen. Hiermee zijn N-concentraties van 15 mg/l haalbaar over het ganse jaar.
- Indien N-verwijdering geen BBT is, is een lozingsvoorwaarde van 60 mg/l haalbaar
- Voor andere parameters, waaronder metalen, PAK's, PCB's, AOX, TBT en gebromeerde vlamvertragers, kunnen geen uitspraken over met BBT haalbare lozingsconcentraties worden gedaan wegens een gebrek aan gegevens.

Toch dient vermeld te worden dat de lijst 2C stoffen, overeenkomstig bijlage 2C van Vlarem I, moeten aangevraagd worden in de vergunning indien ze geloosd worden boven MKN of boven de detectielimiet (bij ontstentenis van een MKN). Omwille van hun toxiciteit, persistentie en bio-accumulerende eigenschappen wordt gestreefd naar een strenge normering voor 'de meest gevaarlijke stoffen'. Het beëindigen van deze verontreinigingen is immers het uitgangspunt. Voor de gevaarlijke stoffen is progressieve vermindering en het behalen van de MKN het uitgangspunt (zie § 2.2.1.2 Bijzondere voorwaarden). VMM wenst in de toekomst PAK's ook individueel te normeren.

⁸ De exploitant dient ten alle tijden de resultaten van de temperatuursmetingen te kunnen voorleggen aan de bevoegde instanties

6.3. Vergunningsplicht

Zoals reeds aangegeven in § 2.2.1.1 werden er bij de besprekingen met het begeleidingscomité van deze studie onduidelijkheden vastgesteld omtrent de ‘noten’ betreffende de vergunningsplicht opgenomen in de Code van Goede Praktijk.

Voorgesteld wordt om dit verder uit te klaren binnen de CIW werkgroep Bagger- en ruimingsspecie.

6.4. Stimulering en onderzoek van de nuttige toepassingen (VITO 2003, Arena nov 2004)

Uit de analyse (Tabel 1, p. 6) blijkt dat thans veel gebaggerde specie nog steeds zijn weg vindt naar stortplaatsen of wordt geborgen/teruggestort onder water. Deze werkwijze maakt dus geen deel uit van een duurzame aanpak zoals voorgesteld in het Uitvoeringsplan Bagger- en ruimingsspecie..

Een aantal elementen vormen hier een struikelblok:

- Ondanks de strikte reglementering die het VLAREA voorziet, lijdt het verspreiden van (licht verontreinigde) specie op de oever onder een verslechtering van het imago. De maatschappelijke weerstand neemt toe vanwege het toenemende belang dat wordt gehecht aan het verantwoord telen van gewassen en de vrees voor gewasziekten en besmettingen.
- De kostprijs van het storten van het bagger- en ruimingsspecie (€/ton dst) is veel lager dan het verwerken van bagger- en ruimingsspecie. Zolang men de reële kost van storten (maatschappelijk, milieu,...) niet gaat evalueren tov van verwerken van specie krijgen alternatieven geen kans.
- In de eigen werken van waterloopbeheerders zijn de toepassingsmogelijkheden voor verwerkte bagger- en ruimingsspecie beperkt. Dit betekent dat de beheerder vaak een beroep moet doen op derden (andere overheden en aannemers) om zijn specie aan de man te brengen. Dit brengt een aantal moeilijkheden met zich mee. Zo moet het moment waarop het product vrijkomt, worden gekoppeld aan de planning van het project waarin de verwerkte specie zal gebruikt worden. Structuren die een interface vormen tussen de aanbieder van specie en de gebruiker ervan, bestaan in Vlaanderen nog niet.
- Daarnaast kampt verwerkte bagger- en ruimingsspecie nog steeds met het (negatieve) imago van afvalproduct, ook al voldoet de specie over de ganse lijn aan de eisen voor hergebruik. Dit heeft te maken met de oorspronkelijke materie, verontreinigde specie, waaruit de producten gewonnen worden. Daarnaast wordt nog al eens verwezen naar de minderwaardige kwaliteit van zand gewonnen uit specie. Recyclageproducten uit bagger- en ruimingsspecie kampen dus met een serieus imagoprobleem wat leidt tot een zwakke marktpositie.
- Omwille van het imagoprobleem en de relatief lage prijzen van primaire grondstoffen, maken gerecycleerde producten op de markt weinig kans. Wil de markt voor producten uit bagger- en ruimingsspecie groter worden, dan de overheid hergebruik van specie actief moeten stimuleren, bijvoorbeeld door in de bestekken voor haar eigen werken dergelijke materialen voor te schrijven.
- Het is ook duidelijk dat een grote investering alleen gedaan zal worden indien het aanbod aan specie en de prijs die tegenover de verwerking ervan staat wordt verzekerd. Alleen dan is er de mogelijkheid de kosten concurrerend te houden.

Er werden in Vlaanderen reeds een paar projecten besproken, oa. zandafscheiding bij AWZ en Envisan, afzetmogelijkheden in de baksteensector als vervanging van klei en als grondstof in kunstgranulaten (Argex), maar deze lijken maar niet van de grond te komen omwille van bovenstaande knelpunten.

Verder onderzoek naar de mogelijke afzetmarkten en nuttige toepassingmogelijkheden van verwerkte specie wordt aanbevolen. Er wordt in dit kader momenteel (begin 2007) onderzoek gedaan naar de mogelijke afzetmogelijkheden van verwerkte specie. Deze studie wordt uitgevoerd door VITO in opdracht van LNE.

6.5. Aanbevelingen voor ecologiepremie

6.5.1. Inleiding

Bedrijven die in Vlaanderen ecologische investeringen uitvoeren, kunnen hiervoor subsidies krijgen van de Vlaamse Overheid: de ecologiepremie. In deze paragraaf worden aanbevelingen gegeven om één of meerdere van de besproken milieuvriendelijke technologieën in aanmerking te laten komen voor deze investeringssteun.

6.5.1.1. Juridische basis

De ecologiepremie kadert binnen het Vlaams decreet betreffende het economisch ondersteuningsbeleid van 31 januari 2003. De bepalingen van dit decreet m.b.t. investeringssteun worden verder uitgewerkt via een Besluit van de Vlaamse regering. Op 16 mei 2007 heeft de Vlaamse regering de regelgeving voor de ecologiepremie grondig gewijzigd. De oude ecologiepremieregeling is opgeheven en er wordt in het najaar van 2007 gestart met een nieuwe regeling volgens een zogenaamd call systeem (wedstrijdformule). Tot dan kunnen voorlopig geen dossiers ingediend worden.

6.5.1.2. Een nieuwe subsidie volgens een wedstrijdformule: call-systeem

Call is het Engelse woord voor “oproep”. Een call-systeem betekent dus dat binnen een bepaalde periode een oproep tot projecten (subsidie-aanvragen voor technologieën die in aanmerking komen) wordt gedaan aan ondernemingen. Ondernemingen die een project (investering) wensen uit te voeren en hiervoor subsidie vragen, kunnen intekenen op de call. Aan het call-systeem is een gesloten enveloppe toegekend. Dit wil zeggen dat het budget per call vastligt.

Alle ingediende projecten worden per oproep gerangschikt volgens een bepaalde score en subsidie wordt toegekend aan de best gerangschikte projecten tot het volledig budget van de call opgebruikt is.

Projecten met de beste scores krijgen in elk geval steun. Projecten met de laagste scores krijgen enkel steun indien de totaal aangevraagde subsidie lager is dan het voorziene budget.

6.5.1.3. *Ecologiepremie en ecologie-investeringen*

De ecologiepremie wordt toegekend aan ecologie-investeringen. Ecologie-investeringen zijn investeringen in nieuwe milieutechnologieën, energietechnologieën die leiden tot energiebesparing, evenals warmte-krachtkoppeling (WKK) en hernieuwbare energie (HE). De volledige info over de ecologiepremie is te vinden via volgende link:

- Ga naar volgende webpagina: <http://www.ondernemen.vlaanderen.be>
- Klik in het kader links op “financiering en steunmaatregelen”
- Klik op “steunmaatregelen”
- Klik op “Ecologiepremie”

6.5.1.4. *Limitatieve Technologieën Lijst (LTL) van ecologie-investeringen*

De investeringen die in aanmerking komen voor de ecologiepremie zijn opgenomen in een limitatieve technologieënlijst (LTL). Deze lijst is raadpleegbaar via bovenvermelde link.

Per technologie vermeldt de limitatieve technologieënlijst volgende gegevens:

- het nummer;
- de naam;
- de beschrijving;
- het technologietype;
- de performantiefactor;
- het meerkostpercentage;
- de essentiële componenten

Elk van de hierboven vermelde gegevens wordt hieronder toegelicht:

- *het nummer van de technologie:*
Dit is de code in de webapplicatie. Technologieën worden in de webapplicatie gekozen door het ingeven van het betreffende nummer van de technologie;
- *de naam van de technologie:*
De naam is een eerste identificatie van de technologie;
- *de beschrijving van de technologie:*
De beschrijving geeft wat meer uitleg over de technologie, toepassingsmogelijkheden, beperkingen bij het aanvragen, ...;
- *het technologietype:*
Het technologietype geeft aan welk type technologie het is (milieutechnologie; energietechnologie met energiebesparing; warmtekrachtkoppeling of hernieuwbare energie)
- *de performantiefactor van de technologie:*
De performantiefactor geeft de score aan van de technologie. Projecten worden gerangschikt op basis van de performantiefactor van de technologie. Projecten met een hoge performantiefactor krijgen dus een hoge score en hebben meer kans om gunstig gerangschikt te worden. De performantiefactor wordt bepaald op basis van volgende elementen:
 - **de mate waarin de technologie bijdraagt tot de milieudoelstellingen**
Technologieën met een belangrijke bijdrage tot de milieudoelstellingen of een belangrijk milieuvoordeel krijgen een hoge score;
 - **de implementatiegraad**
Dit is de mate waarin een technologie al wordt toegepast in Vlaanderen. Hoe hoger de implementatiegraad; hoe kleiner de score. Een belangrijk element hiertoe zal bijvoorbeeld het aantal aanvragen in het verleden zijn.

- *het meerkostpercentage;*
De meerkost is een maat voor de extra kosten die een bedrijf heeft door te investeren in de milieuvriendelijke technologie. Deze meerkost is de extra investeringen, verminderd met de besparingen en bijkomende opbrengsten gedurende de eerste vijf jaar van de gebruiksduur. De meerkost wordt uitgedrukt als een percentage van de totale investeringskost (meerkostpercentage).
- *de essentiële componenten van een technologie;*
De essentiële componenten geven aan welke onderdelen precies voor steun in aanmerking komen. De aanvraag gebeurt door het opgeven van de kostprijs van de essentiële componenten, waarop de webapplicatie de steun berekend. Alle componenten zijn essentieel: dit wil zeggen dat voor alle componenten een investeringsbedrag dient ingevuld te worden. Indien een essentiële component ontbreekt dan kan de technologie in principe niet aangevraagd worden.

6.5.1.5. *Steunintensiteit*

De steun wordt berekend op de meerkost en bedraagt 20% voor kleine en middelgrote ondernemingen en 10% voor grote ondernemingen. De subsidie blijft beperkt tot 1,5 miljoen euro per aanvraag.

6.5.2. **Toetsing van de milieuvriendelijke technieken voor verwerkingscentra van bagger- en ruimingsspecie aan de criteria voor ecologiepremie**

Het BBT-kenniscentrum van VITO verleent ondersteuning aan het Vlaams Energieagentschap bij het opstellen van de limitatieve technologieënlijst. Conform de BBT-aanpak komt een technologie op de lijst als aan *alle* onderstaande voorwaarden is voldaan:

- de technologie heeft een duidelijk milieuvoordeel;
- dit milieuvoordeel is groter of minstens even groot als voor analoge technologieën;
- de technologie is het experimenteel stadium ontgroeid (toepassing in bedrijfstak op korte termijn is mogelijk) maar is (nog) geen standaard technologie in de bedrijfstak;
- de toepassing van de technologie is nog niet verplicht in Vlaanderen bv. om te voldoen aan Vlare II;
- er gaat een betekenisvolle investeringskost mee gepaard;
- de investeringskost is groter dan die van een standaardinstallatie;
- de investering betaalt zich niet op korte termijn (binnen 5 jaar) terug door de gerealiseerde besparingen.

Als er Vlaamse normen van toepassing zijn dan wordt alleen subsidie toegekend indien met de technologie betere resultaten worden bereikt dan de Vlaamse norm.

Als er geen Vlaamse normen van toepassing zijn, hebben de technologieën op de lijst één van volgende doelstellingen:

- het overtreffen van de (bestaande) Europese normen;
- het bereiken van milieuvoordelen waarbij nog geen Europese normen zijn goedgekeurd.

Een technologie komt enkel in aanmerking voor de ecologiepremie indien aan alle criteria is voldaan. Zodra aan één van de criteria niet wordt voldaan, is de techniek niet noodzakelijk meer getoetst aan alle overblijvende criteria.

Conclusie: Er zijn in deze studie geen technieken beschreven die voldoen aan alle bovenstaande voorwaarden.

Het is eventueel wel mogelijk om een nieuwe aanvraag in te dienen voor een technologie die betere resultaten geeft dan de normen zoals opgelegd in Vlaanderen. Het dient in dit geval te gaan om een technologie die minstens BBT is en die nog niet (of enkel sporadisch) wordt toegepast door een te hoge kostprijs.

BIBLIOGRAFIE

- AKWA; in opdracht van DG water; handleiding sanering waterbodems, mei 2006
- BEKKENEC in opdracht van het RIZA; Onderzoek naar recirculatie en in-situ reiniging van retourwater van grootschalige specie bekkens. Document 95001 /RWZ/O6, januari 1995.
- Bouwdienst Rijkswaterstaat; Ontwerpaspecten speciebekkens: deelnota zuiveringstechnieken, augustus 1993.
- Commissie Integraal Waterbeheer (CIW); Lozingen uit tijdelijke bagger- en ruimingsspecie-bekkens: aanbevelingen in het kader van de Wet verontreinigingen oppervlaktewater, augustus 1999.
- ECOLAS in opdracht van Gemeentelijk Havenbedrijf Antwerpen; Milieueffectenrapport Project AMORAS, februari 2005. TAUW Milieu; Vaste stofbepalingen en hun geschiktheid voor de beoordeling van lozingen van retourwater, mei 1996.
- ECOLAS in opdracht van OVAM; Economische analyse voor het ontwerp Uitvoeringsplan Bagger- en ruimingsspecie, 03/7046/KB, 2003.
- Etienne Brauns en Bernard de Jonghe; Naar herwinning van proceswater via verdamping”, Het Ingenieursblad nr. 11-12, november 2004.
- Europese Commissie, afdeling LIFE; TBT Clean project, <http://www.portofantwerp.be/tbtclean>, LIFE02 ENV/B/000341, augustus 2005.
- Logisticon, verhuurgids waterzuiveringsinstallaties, 1999
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat; Regeringsvoornemen Vierde Nota waterhuishouding (NW4);, september 1997.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat; Regeringsbeslissing derde Nota waterhuishouding “Water voor nu en later” (ENW); Tweede Kamer, vergaderjaar 1989-1 990, 21 250, nr. 3, Nederland, juni 1990.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat; Regeringsbeslissing Evaluatienota Water, Aanvullende beleidsmaatregelen en financiering 1994-1 998; Tweede Kamer, vergaderjaar 1993-1 994, 21 250, nrs. 27-28, maart 1994.
- Openbare Afvalstoffenmaatschappij voor het Vlaamse Gewest (OVAM); Ontwerp Uitvoeringsplan Bagger- en ruimingsspecie, OVAM februari 2006
- Trevi in opdracht van Fasiver NV; stikstofverwijdering uit het afvalwater van de lagunering en berging van bagger-en/of ruimingsspecie, Fasiver NV augustus 2004.
- Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA); Programma Ontwikkeling Saneringsprocessen Waterbodems (POSW) fase II (1992-1996), Immobilisatie van verontreinigingen in bagger- en ruimingsspecie en vaste afvalstoffen in depot, mei 1995
- Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA); Programma Ontwikkeling Saneringsprocessen Waterbodems (POSW) fase II (1992-1996), Pilootsaneringen nieuwe Merwede; processen en milieu-effecten, maart 1998
- VITO; BBT-studie voor mestverwerking, november 2002.
- VITO en IMDC op vraag van OVAM; Beleidsnota Verwerking bagger- en ruimingsspecie, in het kader van het Uitvoeringsplan bagger- en ruimingsspecie, februari 2003.

VITO in opdracht van OVAM; Overzicht en evaluatie van de verwerkingstechnieken bagger- en ruimingsspecie (verschillende delen), maart 2003

VITO in opdracht van KINT; Beheer van slib, VITO juli 2003.

WUGD in opdracht van het CSB; Beheersing fysische kwaliteit retourwater fase B en C. BAGT 560, november 1996.

LIJST DER AFKORTINGEN

AOX	Adsorbeerbare organische halogeenverbindingen
AWZ	Administratie Waterwegen en Zeewezen
BAT	Best Available Techniques
BBT	Beste Beschikbare Technieken
BZV	Biologische ZuurstofVerbruik
CMA	Compendium voor monsterneming en analyse ter uitvoering van het afvalstoffendecreet en het bodemsaneringsdecreet
CZV	Chemisch ZuurstofVerbruik
EOX	Extraheerbare organische halogeenverbindingen
LNE	Departement Leefmilieu, Natuur en Energie
K.B.	Koninklijk Besluit
OVAM	Openbare Afvalstoffenmaatschappij voor het Vlaamse Gewest
MDR	Mechanische damp recompressie
v.g.t.g.	in de vergunning toegelaten gehalte of van geval tot geval
PAK	Poly aromatische koolwaterstoffen
PE	Polyethyleen
RSV	Ruimtelijk structuurplan Vlaanderen
SBR	Sequentiële batch reactor
TBT	Tributyltin
VITO	Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek
VLAREBO	Vlaams Reglement betreffende de Bodemsanering
VMM	Vlaams Milieumaatschappij

BEGRIPPENLIJST

<i>Aëroob:</i>	zuurstofrijk;
<i>Anaëroob:</i>	zuurstofloos;
<i>Bagger- en ruimings-specie:</i>	zie Specie;
<i>Consolidatie:</i>	geleidelijke verdichting o.i.v. de zwaartekracht van bagger- en ruimingsspecie door ontwatering;
<i>Consolidatiewater:</i>	het bij consolidatie uitgedreven water;
<i>Debiet:</i>	hoeveelheid vrijkomend water per tijdseenheid (m ³ /s, m ³ /dag, etc.);
<i>Deponie:</i>	berging die voorgoed bedoeld is (synoniem voor stortplaats);
<i>Bekken:</i>	locatie voor de tijdelijke berging van specie (synoniem voor opslagplaats);
<i>Doorgangsbekken:</i>	bekken waarin meerdere achtereenvolgende ladingen bagger- en ruimingsspecie tijdelijk worden opgeslagen;
<i>Drainagewater:</i>	aan de onderzijde van de specie uitgetreden consolidatiewater, evt. gecombineerd met grond water, doorsijpelend regenwater welke combinatiestroom via drains wordt afgevoerd, hetzij onder vrij verval, hetzij door middel van een pomp;
<i>Drains:</i>	ondergronds gelegen geperforeerde leidingen, die het water uit hun omgeving kunnen invangen en afvoeren;
<i>Filtraatwater</i>	water dat vrijkomt bij mechanisch ontwateren;
<i>Hydrocycloon:</i>	conusvormig apparaat voor de scheiding van bagger- en ruimingsspecie in een zand- en een slibfractie. De bagger- en ruimingsspecie wordt vermengd met water tangentieel ingespoten waardoor centrifugaalkrachten worden opgewekt die de zwaardere (zand) fractie tegen de wand slingert, die als onder stroom wordt afgescheiden, terwijl de fijne (slib) fractie aan de bovenzijde als bovenstroom de cycloon verlaat;
<i>In-situ:</i>	letterlijk “ter plaatse”. “In-situ specie” is bagger- en ruimingsspecie met de eigenschappen (volume, watergehalte, etc.) zoals die zijn bepaald op een moment dat de specie zich nog bevond op de waterbodem waar zij gevormd werd;
<i>Inzijging:</i>	neerwaartse stroming van water als gevolg van potentiaalverschillen;
<i>Isolatie:</i>	uitvoering van technische voorzieningen om de verspreiding van verontreinigingen tegen te gaan of af te remmen;
<i>Klei:</i>	een fijnkorrelig mineraal materiaal dat als verweringsproduct van natuurlijke gesteenten door rivieren of wind afgezet is in lagen. De hoofdbestanddelen zijn aluminiumoxide en kwarts;
<i>Kwel:</i>	opwaartse stroming van water als gevolg van potentiaalverschillen;

<i>Lozingskist:</i>	een verticale kist opgesteld in een baggerbekken, waarvan één zijde bestaat uit stapelbare liggende schotbalkjes die van bovenaf uitgenomen kunnen worden al naar gelang het waterniveau buiten de kist. Zo kan het bovenwater laagsgewijs naar buiten het compartiment worden afgevoerd;
<i>Lutum:</i>	deeltjes < 2 micrometer;
<i>Mechanisch aangevoerde specie:</i>	bagger- en ruimingsspecie die met behulp van een grijperkraan (draad dan wel hydraulisch) of emmerbaggermolen wordt opgebaggerd. De specie wordt in dit geval bijna als in-situ specie opgebaggerd;
<i>Onopgeloste bestanddelen:</i>	verzamelterm voor alle deeltjes die na filtratie achterblijven op een filter met een poriegrootte van 0,45 micrometer;
<i>Opslag:</i>	berging voor de duur van een beperkte periode;
<i>Opgeloste bestanddelen:</i>	deeltjes die zich bevinden in een waterkolom, en die een filter met maaswijdte van 0,45 micrometer kunnen passeren;
<i>PAK'S:</i>	polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen; ringverbindingen rond twee of meer benzeenringen met als voornaamste elementen koolstof en waterstof;
<i>Particulair:</i>	letterlijk, in de vorm van deeltjes. In gangbaar taalgebruik zijn "particulair" de deeltjes van 0,45 micrometer doorsnee en groter;
<i>PCB's:</i>	Poly Chloor Bifenylen; chloorrijke stoffen die zeer slecht in het milieu worden afgebroken, o.a. toegepast in transformatoren;
<i>Percolaat:</i>	doorgesijpeld water (bijvoorbeeld door vuilstortplaats) dat mogelijk verontreiniging transporteert;
<i>Poriewater:</i>	water in poreuze holtes van bodem en specie;
<i>Redox potentiaal:</i>	de toestand van de bagger- en ruimingsspecie waarin de mogelijkheid aanwezig voor elektronentransport tussen de verschillende verbindingen. Bij een hoge potentiaal verloopt het transport makkelijker dan bij een lage potentiaal. De potentiaal verschillen houden verband met het zuurstof gehalte in de specie. De aërobe toestand van specie geeft een hoge potentiaal, de anaërobetoestand een lage potentiaal;
<i>Retourwater:</i>	het geheel van alle waterstromen die een laguneringsbekken aan de bovenzijde verlaten (t.w. transportwater, consolidatiewater en regenwater);
<i>Rijping:</i>	het tot grond worden van bagger- en ruimingsspecie. Dit gebeurt doordat, nadat een zekere mate van ontwatering is bereikt, mineralisatie van organische stof plaatsvindt, en door scheurvorming en biologische processen een open grondstructuur wordt aangenomen;
<i>Ruim ontvangend oppervlaktewater:</i>	een hoofdader van een waterhuishoudkundig systeem, hetgeen normaliter een zekere mate van stroming garandeert.
<i>Sedimentatiebekken:</i>	bezinkbassin dat door zijn vorm en wijze van inbrengen van de bagger- en ruimingsspecie een scheiding bewerkstelligd tussen de zware (zand)fracties die in het begin van het bekken bezinken en de fijne (slib) fracties die aan het eind van het bekken bezinken;

<i>Slib:</i>	sediment bestaande uit kwarts, kleimineralen, anorganisch calcium, ijzer-, aluminium- en mangaanverbindingen en organisch stof. Slib in termen van NEN 6621;
<i>Specie:</i>	materiaal dat opgebaggerd is van de water bodem; dit materiaal bestaat veelal uit zand en slib;
<i>Stortkist:</i>	zie lozingskist;
<i>Stort(plaats):</i>	berging die voorgoed bedoeld is (synoniem voor deponie);
<i>Surpluswater:</i>	overschot aan water, na maximale recirculatie van het retourwater;
<i>Suspended solids:</i>	ook afgekort ss: onopgeloste bestanddelen. De delen die filtreerbaar zijn;
<i>Transportwater:</i>	het water dat wordt gebruikt voor het verpersen (transporteren) van de bagger- en ruimingsspecie;
<i>Waterbodem:</i>	bodem die gemiddeld tenminste één maal per jaar onder water staat;
<i>Zand:</i>	mineraal materiaal (siliciumoxyde of kwarts) met een korrelgrootte van 63-2000 micrometer.

BIJLAGEN

OVERZICHT VAN DE BIJLAGEN

Bijlage 1: Medewerkers BBT-studie	179
Bijlage 2: Evaluatie technieken biologische N-verwijdering en economische evaluatie SBR reactor (Trevi juli 2006)	181
Bijlage 3: Finale opmerkingen	197

Bijlage 1**MEDEWERKERS BBT-STUDIE****Kenniscentrum voor Beste Beschikbare Technieken**

- Liesbet Goovaerts
Diane Huybrechts
BBT-kenniscentrum
p/a VITO
Boeretang 200
2400 MOL
Tel. (014)33 58 68 – Fax. (014)32 11 85
E-mail: bbt@vito.be

Contactpersonen administraties/overheidsinstellingen

Katrien Vander Sande
Aminal – Afdeling milieuvergunningen
Koning Albert II-laan 20 bus 8
1000 BRUSSEL

Filip Decrick
Van Benedenlaan 34
Vlaamse Milieumaatschappij
2800 MECHELEN

Kristien Caekebeke
Vlaamse Milieumaatschappij
A. Van De Maelestraat 98
9322 EREMBODEGEM

Lut Hoebeke
Vlaamse Milieumaatschappij
A. Van De Maelestraat 98
9322 EREMBODEGEM

Myriam Rosier
Vlaamse Milieumaatschappij
A. Van De Maelestraat 98
9322 EREMBODEGEM

Koen De Prins
OVAM – afdeling afvalstoffenbeheer
Stationsstraat 110
2800 MECHELEN

Liesbet Van den Abeele
Mobiele en Openbare werken
Tavernierkaai 3
2000 ANTWERPEN

Bovenstaande personen vertegenwoordigden de administraties en andere overheidsinstellingen in het begeleidingscomité voor deze studie.

Vertegenwoordigers uit de bedrijfswereld

Chris David, Filip Vandeputte en Stany Pensaert
DEC NV
Haven 1025 – Scheldedijk 30
2070 ZWIJNDRECHT

Ilse Janssens en Alain Pieters
Envisan
Tragel 60
9308 AALST

Luc van Espen
Gemeentelijk Havenbedrijf Antwerpen
Haven 63 – Siberiastraat 20
2030 ANTWERPEN

Ludo Van Doninck en Lode Smeets
Bosatec
Ekkelgaarden 16
3500 HASSELT

Bovenstaande personen vertegenwoordigden de bedrijven in het begeleidingscomité voor deze studie.

Experts

TREVI NV
Dulle Grietlaan 17-1
9050 Gentbrugge

Bovenstaande personen voerden de deelstudie ‘Evaluatie van de biologische N-verwijderingstechnieken’ uit in opdracht van het BBT-kenniscentrum van VITO.

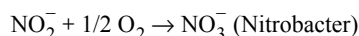
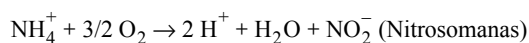
Bezochte bedrijven tijdens het uitvoeren van de studie

ENVISAN – RC&TOP
Braamtweg 3
B-9042 Gent

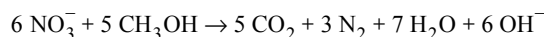
FASIVER
Haven 1025-Scheldedijk 30
2070 Zwijndrecht

Bijlage 2**EVALUATIE TECHNIKEN BIOLOGISCHE
N-VERWIJDERING EN ECONOMISCHE
EVALUATIE SBR REACTOR (TREVI JULI 2006)****2.1. Algemene bespreking technieken biologische N-verwijdering****2.1.1. Biologische omzettingen**

Bij biologische N-verwijdering wordt ammonium-N in eerste instantie geoxideerd volgens de reactie:



Vervolgens wordt het gevormde nitraat-N in aanwezigheid van een C-bron, bv. methanol, gereduceerd volgens:



Belangrijke beïnvloedende parameters zijn:

- ratio COD/N of BOD/N: nitrificatie wordt bevorderd bij een lage COD/N; voor denitrificatie is voldoende biodegradeerbare COD noodzakelijk als C-bron
- zuurstofconcentratie: voor nitrificatie is een zuurstofconcentratie van minimaal 1 à 2 mg/l aangewezen; voor denitrificatie is afwezigheid van zuurstof vereist.
- temperatuur: zowel nitrificatie-snelheid als denitrificatie-snelheid verminderen in belangrijke mate bij lagere temperaturen.
- pH: voor nitrificatie wordt meestal een optimum tussen 7,5 en 8,5 gehanteerd; voor denitrificatie een optimum tussen 7 en 8.
- ammonium en nitriet: beide componenten hebben een inhiberende invloed op de nitrificatie
- toxiciteit: vooral nitrificatie is gevoelig voor diverse toxische componenten.

2.1.2. Zuiveringsconcept**Pre- of post-denitrificatie**

Bij pre-denitrificatie komt het afvalwater eerst in een denitrificatie-tank. Hierin wordt het vermengd met nitraat-rijk slib/afvalwater dat gerecirculeerd wordt vanuit de navolgende nitrificatie-stap. Voordeel hiervan is dat de COD die reeds in het afvalwater aanwezig is maximaal wordt benut als C-bron voor denitrificatie, zodat geen of minder externe C-bron moet bijgevoegd worden. Mogelijk nadeel is de nood aan een hoog (afhankelijk van het gewenste zuiveringsrendement) recirculatie-debiet.

In het geval van post-denitrificatie wordt het afvalwater eerst genitrificeerd en vervolgens gedennitrificeerd. Hierbij is geen interne recirculatie nodig. Dit concept zal eerder toegepast worden indien het afvalwater relatief weinig biodegradeerbare COD bevat.

Reactor met gesuspendeerde biomassa (aktief slib) of met biofilm op dragermateriaal (biofilter, biorotor, zandfilter...)

Zowel systemen met gesuspendeerde biomassa als met dragermateriaal worden in de praktijk toegepast voor biologische N-verwijdering.

In Vlaanderen is het actief-slib systeem alleszins de meest toegepaste biologische zuiverings-techniek voor N-verwijdering.

Toepassing van dragermateriaal kan overwogen worden in het geval het afvalwater een relatief lage vervuilings-concentratie bevat:

- bij laag belaste afvalwaters is er weinig risico dat het dragermateriaal dicht slibt
- doordat de bacteriën op het dragermateriaal gehecht zijn, is het risico op slibuitspoeling kleiner
- bij zeer laag belaste afvalwaters zal de slibaangroei beperkt zijn en door gebruik van dragermateriaal kan een nabezinking eventueel overbodig zijn. Hierdoor vermindert de kostprijs en is het resultaat niet afhankelijk van de bezinkingseigenschappen van biologisch slib (vaak een kritische parameter in actief slib systemen). Anderzijds dient er wel geïnvesteerd te worden in het dragermateriaal.

Aktief slib systeem: SBR of continue zuivering

In een SBR-systeem (Sequencing Batch Reactor) worden de verschillende stappen, nitrificatie/denitrificatie/bezinking/lozing uitgevoerd in één tank. Bij een continue zuivering zijn nitrificatie en denitrificatie gescheiden en wordt de bezinking uitgevoerd in een aparte nabezinker met ruimerbrug.

Over het algemeen kan gesteld worden dat voor kleinere debieten het SBR-systeem eerder de voorkeur krijgt omwille van een lagere investeringskost. Bij grotere debieten kan de investering in een aparte continue nabezinker verantwoord zijn. Omdat bij een SBR-systeem alle stappen worden uitgevoerd in één tank, is er meer flexibiliteit om de procesvoering aan te passen in functie van veranderingen in debiet of samenstelling van het afvalwater.

Omdat een SBR-systeem discontinu werkt, is een mogelijk nadeel dat in sommige gevallen bijkomende bufferbekkens (influentbuffer/effluentbuffer) nodig zijn. Dit is afhankelijk van de overige zuiveringsstappen (voor- en nabehandeling) die worden toegepast.

2.2. Overzicht praktijkgegevens biologische N-verwijdering

Toelichting bij praktijkgegevens

Installatie 1

Deze installatie is een actief slib zuivering volgens het SBR-principe. Het afvalwater is een mengsel van 1) water afkomstig van lagunering van bagger- en ruimingsspecie en 2) hemelwater afkomstig van de omliggende wegenis/verharding. Er werd 10 tot 20 m³/dag verwerkt.

De gegevens betreffen een periode van ca. 1 jaar sinds de opstart van de installatie. De opstart vond plaats in de zomerperiode met aangepast entslib afkomstig van een andere installatie waar nitrificatie/denitrificatie werd toegepast. Het beoogde rendement kon op zeer korte termijn

bereikt worden (ca. 1 week). Er was geen enkele aanwijzing dat het afvalwater een toxische invloed had op het entslib.

In de periode september t.e.m. oktober, bij een temperatuur in de range 10-20 °C, werd een maximale volume-belasting toegepast van ca. 0,19 kg N/m³ dag voor nitrificatie en 0,07 kg N/m³dag voor denitrificatie. In de winterperiode, bij een temperatuur in de range 2-5 °C, bedroeg de maximale volume-belasting ca. 0,1 kg N/m³dag voor nitrificatie en 0,06 kg N/m³dag voor denitrificatie. Bij deze volume-belasting kon geen negatief effect op het rendement voor verwijdering van ammonium-N of nitraat-N vastgesteld worden. De gemiddelde concentratie nitraat-N en ammonium-N waren lager dan respectievelijk 1 en 2 mg/l.

De influent-COD bedroeg gemiddeld ca. 70 mg/l. Deze COD is relatief slecht biodegradeerbaar: de gemiddelde influent-BOD bedroeg slechts 10 mg/l. Als externe C-bron werd azijnzuur gedoseerd. Een dosering van 10 à 15 kg COD/kg N bleek voldoende te zijn voor denitrificatie. Dit is een vrij hoge waarde; theoretisch bedraagt de benodigde hoeveelheid C-bron slechts 2,2 kg COD/kg N. Omwille van de relatief lage N-concentratie in het influent, wordt de hoeveelheid COD nodig voor verwijdering van de zuurstof uit het afvalwater (zuurstof aanwezig in het influent of zuurstof die wordt ingebracht door beluchting/menging tijdens de zuiveringscyclus) echter relatief groter.

Bij een lage belasting van een biologische zuivering is er een risico van verlies van biomassa, nl. indien de slibaangroei kleiner is dan de hoeveelheid slib die uitspoelt met het effluent. Ondanks de lage concentratie aan biodegradeerbare COD in het influent bleek dit echter niet het geval te zijn. Een mogelijke verklaring hiervoor is de vrij hoge dosering van externe C-bron, welke overeenkwam met ca. 150 à 300 g COD per m³ afvalwater.

Het actief slib had tijdens de ganse proefperiode goede bezinkingseigenschappen. Het gehalte aan zwevende stoffen in het effluent varieerde van 4 tot 66 mg/l. Bij lozing op oppervlaktewater is na de biologische zuivering nog wel een behandeling in een zandfilter aangewezen. De SVI (Sludge Volume Index) bedroeg aanvankelijk 130 ml/g, maar evolueerde sinds de opstart in gunstige zin naar een waarde van 70 ml/g.

De haalbare effluent N-concentratie wordt bepaald door:

1. concentratie organisch gebonden N die mogelijks niet toegankelijk is voor biologische verwijdering
2. rest-concentratie aan ammonium-N, nitraat-N en nitriet-N in het effluent. In theorie zijn kunnen deze vormen van N volledig verwijderd worden.

In het effluent van installatie 1 was nog 2,5 tot 5 mg/l organisch gebonden N aanwezig (dit werd berekend door op de totaal N concentratie in het effluent de ammonium-, nitraat- en nitriet-N in mindering te brengen). Indien een grenswaarde voor totaal N van 15 mg/l zou opgelegd worden, dan zou het effluent nog tot 10 mg/l ammonium- of nitraat/nitriet-N mogen bevatten. Uit de ervaring met installatie 1 lijkt dit haalbaar te zijn met een actief slib installatie, mits voldoende dosering van C-bron, voldoende reactor-volume en opvolging.

Installatie 2

Het afvalwater in dit geval was water afkomstig van lagunering van bagger- en ruimingsspecie en ruimingsspecie. In tegenstelling tot 3.2.1., was er in dit afvalwater zo goed als geen N aanwezig onder de vorm van ammonium-N en was nitrificatie niet vereist. De zuiveringsinstallatie bestond uit een denitrificatie in een continue zandfilter (type Dynasand), gevolgd door een nabe-

luchtingstank met dragermateriaal om resterende C-bron te verwijderen. De installatie had een maximale hydraulische capaciteit van ca. 30 m³/uur.

De gegevens betreffen een proefperiode van ca. 4 maanden. De installatie werd opgestart in oktober. Tijdens het grootste gedeelte van de proef situeerde de temperatuur zich tussen 3 en 7°C. Hoewel alle overige omstandigheden gunstig waren, ontwikkelde zich geen microbiële activiteit in de zandfilter. Bij het einde van de proef werd een hogere temperatuur van 10 °C bereikt en was er wel een sterke stijging van de microbiële activiteit. Er werd tijdelijk een denitrificatie-snelheid van 0,48 kg N/m³dag bereikt. Bij de daaropvolgende daling van de temperatuur ging de microbiële activiteit terug verloren.

In de literatuur zijn voorbeelden beschikbaar van denitrificatie in een continue zandfilter. De hierboven beschreven proef werd opgestart/uitgevoerd in de winterperiode; mogelijks zijn betere resultaten mogelijk bij opstart in een warmere periode.

De concentratie organisch gebonden N (mogelijks niet toegankelijk voor biologische verwijdering) bedroeg gemiddeld 5 mg/l en maximaal 8 mg/l. Indien een grenswaarde voor totaal N van 15 mg/l zou opgelegd worden, dan zou het effluent nog tot 7 mg/l ammonium-, nitraat- en/of nitriet-N mogen bevatten. Bij toepassing van dezelfde techniek als gebruikt in installatie 1 (aktief slib, SBR) lijkt dit haalbaar te zijn.

Installatie 3

Het afvalwater is percolaat van een stortplaats. De COD/BOD-concentratie zijn laag en de temperatuur volgt het verloop van de omgevingstemperatuur. In dit opzicht is de situatie vergelijkbaar met afvalwater van bagger- en ruimingsspecie.

Het afvalwater werd behandeld in een beluchtingstank met dragermateriaal gevolgd door een continue zandfilter. Er werd geen denitrificatie beoogd. Het dragermateriaal bestaat uit kunststof vulpakketten met een specifieke oppervlakte van 125 m²/m³. De gegevens overspannen een periode van meer dan drie jaar. Het verwerkte debiet bedroeg 100 à 200 m³/dag.

Het gehalte aan totaal N en ammonium-N in het influent vertonen een cyclisch patroon: hogere concentraties in de winterperiode en lagere concentraties in de zomerperiode.

Tijdens de warmere periodes (temp > 10 °C) werd een nitrificatie-snelheid van 0,05 tot 0,26 kg N/m³ dragermateriaal dag bereikt. Tijdens de koudere periodes (temp < 5 °C) is er vaak geen merkbare nitrificatie. Er werd vastgesteld dat bij een stijging van de temperatuur na de winterperiode, de nitrificatie slechts begint te stijgen na een vrij lange lag-periode van één tot meerdere maanden.

Globaal genomen is het rendement voor nitrificatie (gemiddeld slechts 8% van de ammonium-N werd geoxideerd) zeer beperkt; de verklaring hiervoor is dat tijdens de winterperiode, wanneer de concentratie ammonium-N in het influent het hoogst is, de nitrificatie zeer traag verloopt of zelfs stil valt. Tijdens de zomerperiode is de nitrificatie-activiteit maximaal, maar is de ammonium-N in het influent dan weer laag.

Installatie 4

De installatie is een aktief slib zuivering volgens het SBR-principe. Het afvalwater is percolaat van een stortplaats. De COD/BOD-concentratie en N-concentratie zijn veel hoger dan wat normaal gezien verwacht wordt voor afvalwater afkomstig van bagger- en ruimingsspecie. Omwille van de hoge influent-COD werd geen externe C-bron toegevoegd.

De gegevens betreffen een proefperiode van ca. 4 maanden. De installatie werd opgestart in september 2004 met aangepast entslib afkomstig van een andere installatie waar nitrificatie/denitrificatie werd toegepast. Eén week na de enting werd reeds een nitrificatie-rendement van 98% bereikt en een denitrificatie-rendement van 93%.

In de periode september 2004 t.e.m. januari 2005 werd de volume-belasting voor nitrificatie geleidelijk opgedreven van ca. 0,05 tot 0,2 kg N/m³dag voor nitrificatie. De volume-belasting voor denitrificatie bedroeg aanvankelijk ca. 0,1 en werd geleidelijk verminderd naar 0,06 kg N/m³dag. Ondanks de temperatuur-daling die optrad van ca. 17 °C in september tot 6 °C in januari, bleef het hoge rendement voor nitrificatie en denitrificatie behouden.

Bij de aanvang van de proef verliep de bezinking van het actief slib niet optimaal: in het effluent was tot 300 à 400 mg/l zwevende stof aanwezig. Na één maand verbeterde de bezinking merkbaar. Bij het einde van de periode bedroeg de concentratie zwevende stoffen in het effluent 60 à 90 mg/l. De SVI (Sludge Volume Index) bleef gedurende de ganse periode in een normale range van 65-115 ml/g.

Installatie 5

De installatie is een actief slib zuivering volgens het SBR-principe. Het afvalwater is percolaat van een stortplaats. De COD en N-concentratie zijn veel hoger dan wat normaal gezien verwacht wordt voor afvalwater afkomstig van bagger- en ruimingsspecie. De BOD-waarden zijn relatief laag; daarom was het noodzakelijk om een externe C-bron toe te voegen. Hiervoor werd gebruik gemaakt van methanol. Om ook maximaal de COD in het afvalwater als C-bron te benutten werd als eerste stap een denitrificatie toegepast.

De gegevens betreffen een periode van ca. 8 maanden. Temperatuurgegevens zijn niet beschikbaar. De resultaten werden opgesplitst in twee fasen: tijdens fase 1 werd per cyclus slechts één denitrificatie- en één nitrificatie-stap uitgevoerd. In fase 2 werd in de cyclus een bijkomende denitrificatie- en nitrificatie-stap ingevoerd om het zuiveringsrendement te verhogen.

De installatie werd opgestart in februari 2005 met aangepast entslib afkomstig van een andere installatie waar nitrificatie/denitrificatie werd toegepast. Na twee weken werd een stabiel resultaat bereikt met een zuiveringsrendement van ca. 85% voor totaal N (zie overzicht installatie 5a, fase 1). De volume-belasting bedroeg hierbij gemiddeld 0,19 kg N/m³dag (range 0,12-0,22) voor nitrificatie en gemiddeld 0,175 kg N/m³dag (range 0,107-0,231) voor denitrificatie.

Om het rendement van de denitrificatie nog te verhogen werd in de zuiveringscyclus een extra denitrificatie- en beluchttingsfase ingebouwd (zie overzicht installatie 5b, fase 2). Het zuiveringsrendement voor totaal N bedroeg tijdens de tweede fase 88% voor totaal N. In het effluent was nog N onder de vorm van nitraat en ammonium aanwezig; mits verdere optimalisatie van de sturing zou een nog hoger rendement dus mogelijk moeten zijn. De volume-belasting varieerde van 0,16 tot 0,32 kg N/m³dag (gemiddeld 0,22) voor nitrificatie en 0,13 tot 0,32 kg N/m³dag (gemiddeld 0,22) voor denitrificatie.

2.3. Bespreking Zuiveringsconcept

Pre- of post-denitrificatie

Het afvalwater afkomstig van bagger- en ruimingsspecie bevat meestal een vrij lage concentratie aan BOD (gemiddeld 10 mg/l bij installatie 1 en 4 à 5 mg/l bij installatie 2). Zo goed als alle C-bron zal dus extern moeten toegevoegd worden. Daarom zal over het algemeen post-denitrificatie aangewezen zijn, zodat een hoog denitrificatie-rendement haalbaar is zonder noodzaak van een hoge slibrecirculatie.

Reactor met gesuspenderde biomassa (aktief slib) of met dragermateriaal (biofilter, biorotor, zandfilter...)

Gezien de lage verontreiniging in het afvalwater van bagger- en ruimingsspecie, zou overwogen kunnen worden om een systeem met dragermateriaal toe te passen. De praktijkgegevens leren ons echter dat hieraan volgende potentiële nadelen verbonden zijn:

- hogere gevoeligheid voor lage temperatuur: zowel bij installatie 2 (denitrificatie op zandfilter) als bij installatie 3 (nitrificatie met kunststof vulpakketten), bleek dat bij lage temperaturen de microbiële activiteit verloren gaat of dat opstart bij lage temperatuur niet haalbaar is;
- in het geval van installatie 3 bleek dat bij de overgang naar hogere temperaturen, de opbouw van nitrificerende activiteit toch nog een zeer lange tijd vraagt (één tot enkele maanden).

Bij de actief slib installaties (installaties 1, 4 en 5) bleek daarentegen dat na enting met slib van een andere installatie zeer snel (1 tot 2 weken) het gewenste rendement kon bereikt worden.

Het belangrijkste potentiële voordeel van het gebruik van een systeem met dragermateriaal, nl. onafhankelijkheid van de bezinkingskarakteristieken van actief slib, was in het geval van installatie 1 (SBR met afvalwater van bagger- en ruimingsspecie) niet relevant. De bezinkbaarheid van het actief slib in installatie 1 was immers zeer goed: 4 tot 66 mg/l zwevende stoffen in het effluent en een SVI van 70 ml/g. Ook het potentiële probleem van slibuitspoeling t.g.v. een lage vervuilingconcentratie bleek bij installatie 1 niet op te treden.

Aktief slib systeem: SBR of continue zuivering

De keuze tussen een SBR of continue zuivering, wordt grotendeels bepaald door het verschil in investeringskost. Bij kleinere debieten zal een SBR-systeem over het algemeen de voorkeur krijgen.

Specifiek in het geval van afvalwater van bagger- en ruimingsspecie, dient ook rekening gehouden te worden met de wisselende karakteristieken. De vervuilingconcentratie en debiet worden niet enkel bepaald door de hoeveelheid en herkomst van de bagger- en ruimingsspecie, maar bij lagunering ook door de neerslag die in contact komt met de bagger- en ruimingsspecie. Hierdoor kan een cyclisch patroon (zoals bv. bij installatie 1 en installatie 3) ontstaan van hoge debieten en lagere concentraties in de winter en lagere debieten met hogere concentraties in de zomer. Tevens is het mogelijk dat bij hogere temperaturen een gedeelte van de organische N al zal geoxideerd worden in het laguningsveld of bufferbekken. Omdat bij het SBR-systeem de verschillende stappen worden gecombineerd in één tank kan de werking eenvoudig aangepast worden aan een gewijzigd debiet/concentratie door een wijziging van de duur van de verschillende stappen: bv. in de winterperiode kan de denitrificatie en/of nitrificatie-tijd ingekort worden, zodat meer tijd beschikbaar is voor bezinking en lozing van water.

Mogelijk nadeel van een SBR-systeem is dat in sommige gevallen bijkomende bufferbekkens (influentbuffer/effluentbuffer) nodig zijn. Dit is afhankelijk van de overige zuiveringsstappen (voor- en nabehandeling) die worden toegepast.

De keuze tussen SBR-systeem en continue zuivering dient geval per geval onderzocht te worden. Bij de verdere kostenraming werd uitgegaan van toepassing van een SBR-systeem.

2.4. Raming investerings- en werkingskost

Inleiding

De investeringskost/werkingskost wordt geraamd voor volgende scenario's:

1) scenario 1a

- type biologische zuivering: actief slib, SBR
- influent totaal N concentratie: 50 mg/l onder de vorm van Kjeldahl-N
- doelstelling: norm totaal N = 15 mg/l, zowel in winterperiode als zomerperiode
- ontwerpbelasting: 0,04 kg N/m³dag
- dosering C-bron (azijnzuur): equivalent met 250 mg/l COD

Bij scenario 1b wordt verondersteld dat de N in het influent volledig onder de vorm van nitraat-N aanwezig is (geen denitrificatie nodig). Voor het overige zijn de uitgangspunten gelijk aan deze van scenario 1a.

Bemerking: uit onze praktijkervaring blijkt dat met een SBR-systeem en bovenvermelde ontwerpwaarden een stabiele en verregaande N-verwijdering mogelijk is, ook tijdens de winterperiode. De beschikbare gegevens specifiek voor afvalwater van bagger- en ruimingsspecie zijn echter beperkt voor wat betreft het aantal onderzochte sites en periode. Het is niet uitgesloten dat bij (aanhoudende) extreme wintercondities of sterke temperatuurfuctuaties toch een tijdelijke vermindering optreedt van het verwijderingsrendement.

2) scenario 2a

- type biologische zuivering: actief slib, SBR
- influent totaal N concentratie: 50 mg/l onder de vorm van Kjeldahl-N
- doelstelling: norm totaal N = 15 mg/l, evenwel enkel van toepassing bij bv. temperaturen hoger of gelijk aan 10 °C.
- ontwerpbelasting: 0,10 kg N/m³dag
- dosering C-bron (azijnzuur): equivalent met 250 mg/l COD

Bij scenario 2b wordt verondersteld dat de influent N volledig onder de vorm van nitraat-N aanwezig is (geen denitrificatie nodig). Voor het overige zijn de uitgangspunten gelijk aan deze van scenario 2a.

De scenario's worden uitgewerkt voor een range van debieten: 5 m³/uur, 10 m³/uur, 20 m³/uur en 40 m³/uur.

Bemerking: bij een variabel influentdebiet zal het afvalwater gebufferd moeten worden. Investeringskosten in een grotere buffer kan leiden tot een lagere benodigde hydraulische capaciteit en dus lagere investeringskosten voor de biologische zuivering. Dit dient geval per geval geëvalueerd te worden. Bij de navolgende kostenraming werd geen rekening gehouden met de eventuele investering in een bufferbekken voorafgaand aan de biologische zuivering.

Raming investeringskost

Bij de raming van de investeringskost werd rekening gehouden met:

- elektro-mechanische voorzieningen voor toevoer naar biologische zuivering
- elektro-mechanische uitrusting biologische reactor
- elektro-mechanische uitrusting voor een effluent-buffer
- elektriciteit, PLC-sturing
- bouwkunde: uitvoering met ronde betonnen tanks (niet voorzien: eventuele paalfundering en afvoer grond)
- algemene kosten: ontwerp, opstart, opleiding,...

Scenario 1a vs. scenario 2a

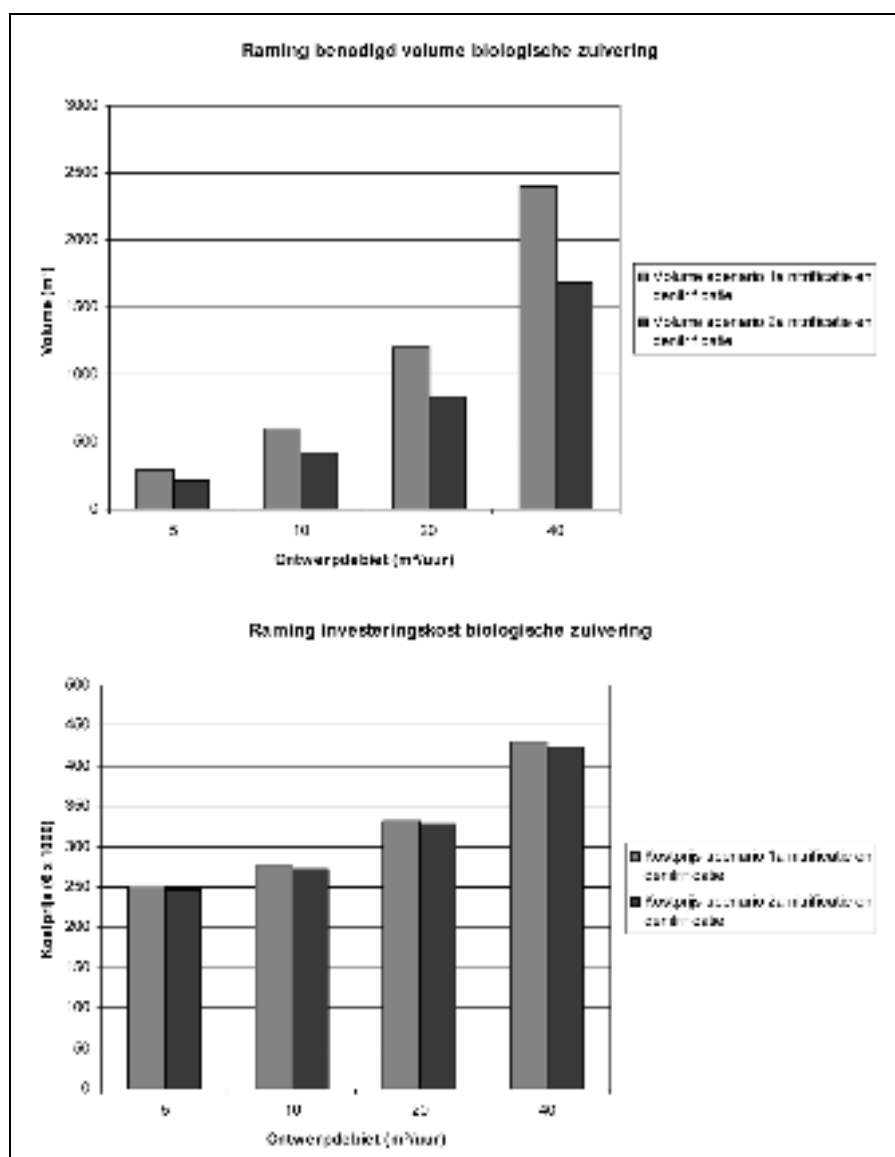
Onderstaande grafieken geven het benodigde volume voor een SBR-reactor (bij de bepaling van het volume werd rekening gehouden met de tijd die benodigd is voor de bezinkings- en lozings-stap) en investeringskost voor scenario 1a en 2a.

Het benodigd volume voor scenario 2a ligt beduidend (30%) lager dan het benodigd volume voor scenario 1a.

Het verschil in investeringskost voor scenario 1a vs. 2a is verwaarloosbaar. Dit is te verklaren als volgt:

- omwille van de lagere volume-belasting is in scenario 1a het benodigd volume van de biologische zuivering en dus ook de kostprijs voor de bouwkunde hoger.
- omwille van het grotere volume in scenario 1a dienen er bij een gegeven dagdebiet minder cycli uitgevoerd te worden dan in scenario 2a. Dit betekent dat er relatief meer tijd beschikbaar is voor het eigenlijke biologische zuiveringsproces (er gaat minder tijd ‘verloren’ voor bezinking en afpompen). Hierdoor vermindert de benodigde beluchtingscapaciteit en bijhorende investeringskost. Dit compenseert de hogere kost van de bouwkunde.

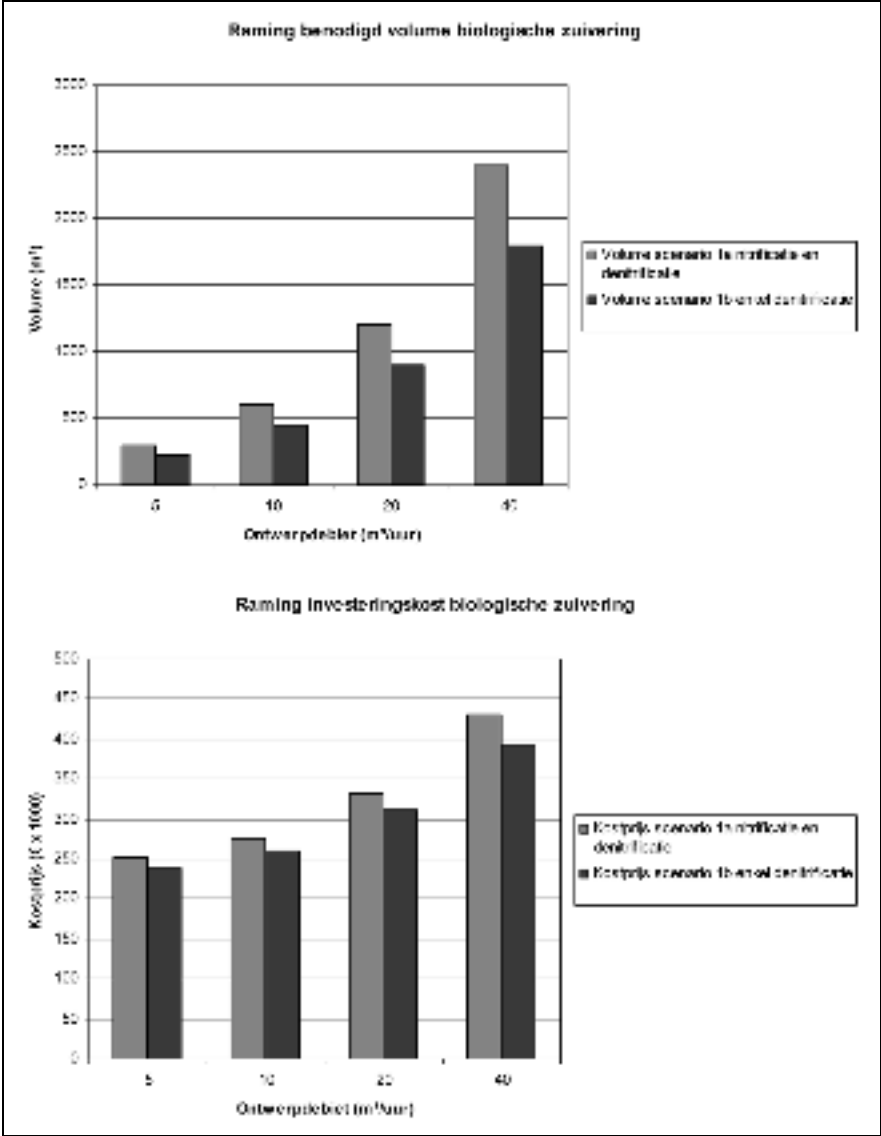
Indien er geen plaatsbeperking is, dan is het dus eerder aangewezen om te opteren voor een grotere biologische reactor. Voor ongeveer een zelfde investeringskost kan dan gewerkt worden bij een lagere ontwerpbelasting (kg N/m^3 reactor dag), wat kan leiden tot een meer stabiel proces en een hoger zuiveringsrendement bij lagere temperaturen.

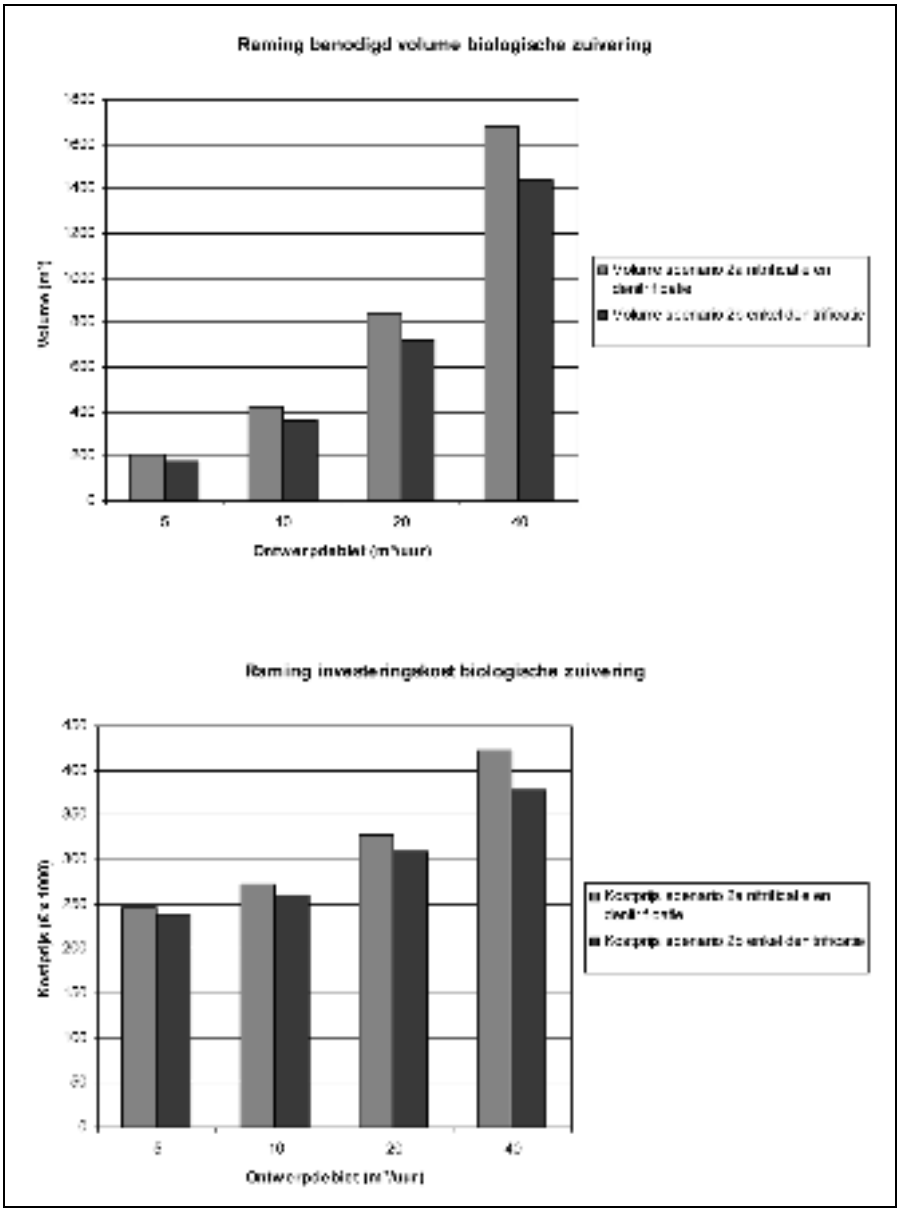


Scenario 1a vs. scenario 1b en scenario 2a vs scenario 2b

Indien alle N in het influent reeds aanwezig zou zijn als nitraat, dan zal het benodigde reactor-volume naar schatting 14 à 25% lager liggen voor respectievelijk scenario 2b en scenario 1b. Het verschil in investeringskost is beperkt: maximaal ca. 10% lager voor scenario 2b bij een debiet van 40 m³/uur.

De potentiële besparing in scenario 1b en 2b, dient afgewogen te worden tegenover eventuele maatregelen nodig om ervoor te zorgen dat de nitrificatie reeds volledig is voordat het afvalwater in de biologische zuivering komt (tijdens lagunering of in bufferbekken).





Raming werkingskost

De werkingskost wordt geraamd voor scenario's 1a/2a, in de veronderstelling dat alle N aanwezig is onder de vorm van Kjeldahl-N en dat het effectieve verwerkingsdebiet gelijk is aan het ontwerpstroom.

Elektriciteit

- influentpomp: 0,05 kWh/m³
- effluentpomp: 0,025 kWh/m³
- beluchting: 2,5 kWh/kg N of bij een concentratie van 50 mg/l Kjeldahl-N zou dit neerkomen op 0,125 kWh per m³

Het verbruik voor beluchting is sterk afhankelijk van het type beluchter. Bij de raming werd uitgegaan van fijnbellige membraanbeluchting.

Het totale verbruik komt op 0,2 kWh per m³, wat bij een eenheidsprijs van € 0,06 per kWh overeenkomt met een kost van € 0,012 per m³.

Slibverwerking

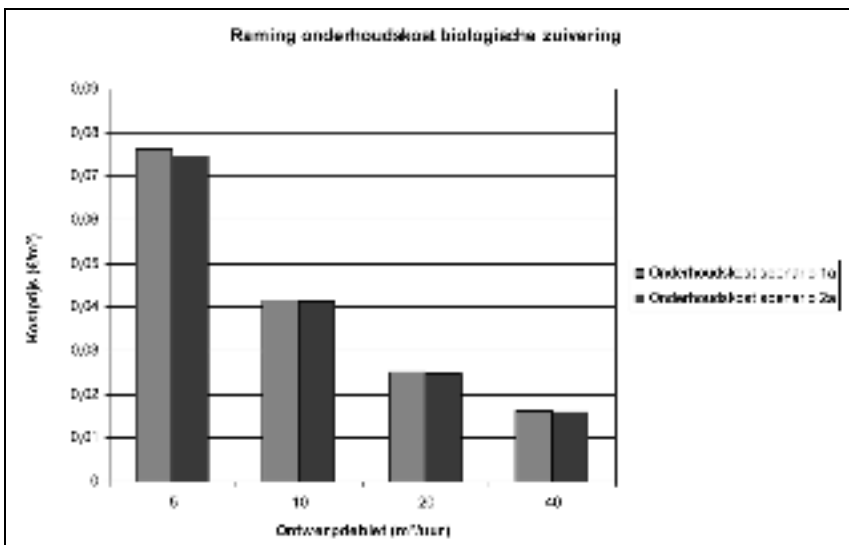
Omwille van de lage vervuilingsconcentratie zal de slibproductie zeer beperkt zijn. Met het effluent wordt continu een kleine hoeveelheid slib afgevoerd. Het is niet uit te sluiten dat in sommige gevallen sporadisch extra slib zal moeten worden toegevoegd aan de zuivering.

Stel, in het slechtste geval, dat er geen slib met het effluent zou verdwijnen en dat de slibproductiefactor 0,15 zou bedragen, dan zou er bij een COD-concentratie van 250 mg/l per verwerkte m³ 0,0375 kg droge stof slib ontstaan. Afvoer van dit slib aan een eenheidsprijs van bv. 0,7 € per kg droge stof zou een kostprijs geven van € 0,0263 per m³.

Onderhoud

De onderhoudskost wordt geschat op 0,5% van de investeringskost voor bouwkunde en 2% van de kostprijs van de elektromechanische uitrusting.

Afhankelijk van het ontwerpdebiet, zal de onderhoudskost dan variëren van ca. € 0,015 per m³ (voor installatie 40 m³/uur) tot € 0,075 per m³ (voor installatie 5 m³/uur). Zie bijgevoegde grafiek.



Opvolging en analyses

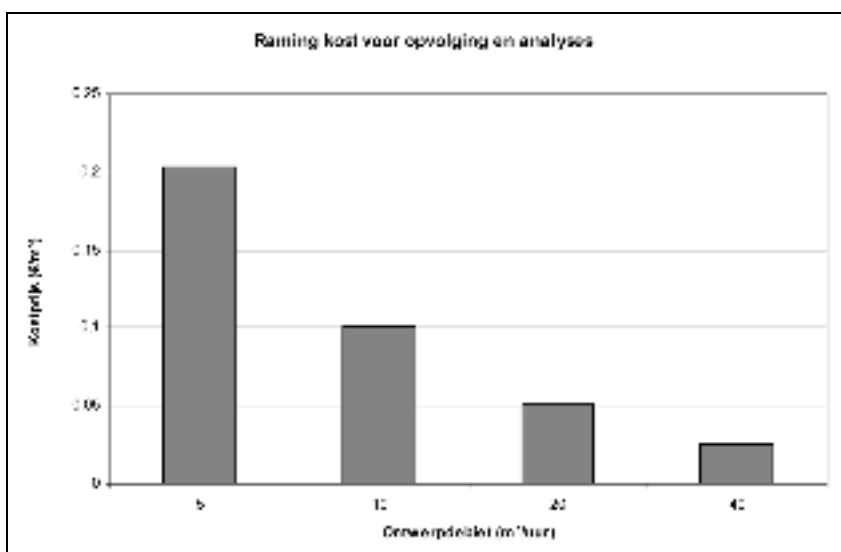
Deze kost is sterk afhankelijk van de mate waarin de samenstelling van het influent varieert.

De benodigde tijd voor opvolging wordt geraamd op 3 uur per week. Bij een uurtarief van € 25 zou dit neerkomen op een kost van € 3900 per jaar.

Verder dienen analyses uitgevoerd te worden om het proces bij te sturen. De kost wordt geraamd op maximaal ca. € 5000 per jaar.

Er wordt hierbij verondersteld dat voor een klein ontwerpdebiet even veel opvolging en analyses gebeuren als voor een groot ontwerpdebiet; in de praktijk zal dit niet altijd het geval zijn.

In onderstaande grafiek wordt de kost voor opvolging en analyses per m³ verwerkt afvalwater weergegeven i.f.v. het ontwerpdebiet.



Dosering C-bron

Er wordt uitgegaan van gebruik van azijnzuur als C-bron. Een dosering van 250 mg/l COD komt overeen met een dosering van 293 g 80% azijnzuur per m³. Bij een eenheidsprijs van € 0,55 per kg zou dit neerkomen op een kost van € 0,161 per m³ afvalwater.

Indien de N-concentratie in het influent lager is dan 50 mg/l, dan is in theorie evenredig minder C-bron vereist voor de denitrificatie. Anderzijds is het mogelijk dat in de praktijk bij lagere N-concentraties (zie voorbeeld installatie 1) het verbruik aan C-bron per kg N hoger wordt omdat:

- relatief meer C-bron vereist is om anoxische condities te bekomen
- dosering van C-bron ook vereist kan zijn om de nodige microbiële activiteit in stand te houden.

Als alternatief voor azijnzuur zou bv. het goedkopere methanol gebruikt kunnen worden. De kostprijs voor de C-bron zou dan ca. € 0,07 per m³ zijn. Gebruik van methanol vereist echter wel bijkomende investeringen in voorzieningen om explosiegevaar te elimineren.

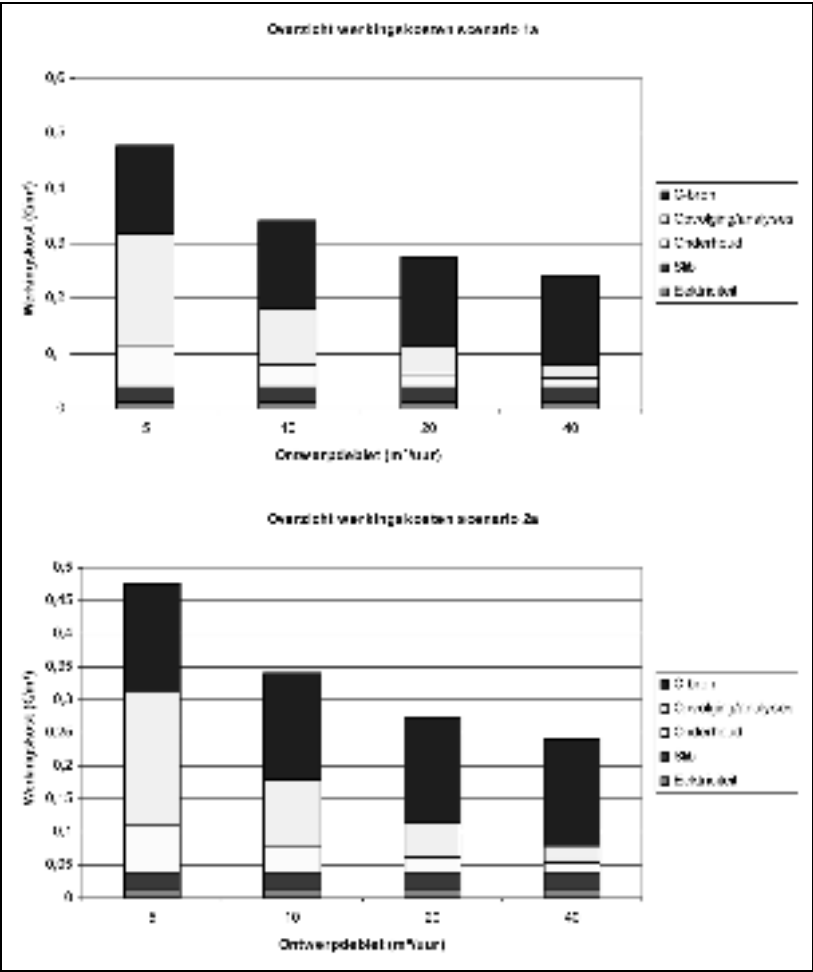
Milieu-heffingen: PM

Samenvatting werkingskosten

In onderstaande grafieken wordt een overzicht gegeven van de diverse werkingskosten i.f.v. het ontwerpdebiet.

De werkingskost per m³ is sterk afhankelijk van het ontwerpdebiet. Dit komt door het relatief grote aandeel van de kostprijs voor onderhoud en opvolging/analyses, waarvan werd aangenomen dat deze in absolute termen (€/jaar) voor elk ontwerpdebiet dezelfde is. Het gevolg is dat bij een ontwerpdebiet van 5 m³/uur de werkingskost/m³ bijna dubbel zo hoog is als bij een ontwerpdebiet van 40 m³/uur. Door toepassing van methanol i.p.v. azijnzuur als C-bron zou de kost nog met ca. 0,09 €/m³ kunnen dalen.

Het verschil tussen scenario 1a en 2a is zeer klein: alle kosten zijn dezelfde behalve de kost voor onderhoud.



2.5. Economische Evaluatie Reactor met biofilm op dragermateriaal

Ter illustratie worden hier twee scenario's aangegeven voor een reactor met biofilm op dragermateriaal met een continue afvalwaterstroom en een capaciteit van 2.000.000 m³/jaar (debiet ca. 6x hoger dan bij het SBR voorbeeld).

Hierbij dient te worden opgemerkt dat deze berekeningen ruwe ramingen betreft en niet gebaseerd zijn op reële marktprijzen.

1) scenario 1a

- type zuivering: serieschakelijk fysico-chemie/nitrificatie biomassa op drager/denitrificatie biomassa op drager/dissolved air flotatie
- influent totaal N concentratie: 80 mg totale N/l (~50 mg/l Kjeldahl-N)
- doelstelling: norm totaal N = 15 mg/l, bij T° > 5°C

2) scenario 2a

- type zuivering: serieschakelijk fysico-chemie/nitrificatie biomassa op drager/denitrificatie biomassa op drager/dissolved air flotatie
- influent totaal N concentratie: 80 mg totale N/l (~50 mg/l Kjeldahl-N)
- doelstelling: norm totaal N = 15 mg/l, evenwel enkel bij bv. temperaturen hoger of gelijk aan 10 °C.

1) Investeringskosten

Het berekende volume voor scenario 1a bedraagt 4.750 m³. Dit van scenario 2a ligt beduidend lager, nl. 2.800m³.

De investeringskosten voor deze reactor bedraagt:

- scenario 1a: M€ 7,8
- scenario 2a: M€ 4,7

Reactor met biofilm op dragermateriaal – continu:

2) Werkingskosten

Deze oefening leidde tot volgende resultaten:

Onderhoudskosten in €/m ³	Scenario 1	Scenario 2
C-bron	0,19	0,11
Opvolging/analyse	0,05	0,03
Onderhoud	0,17	0,10
Elektriciteit	0,17	0,10
Totaal	0,58	0,34

De kosten van slibverwerking werden hierbij niet meegerekend, want deze werd verondersteld te worden verwerkt in een eigen installatie en gestort op eigen stortplaats.

Bijlage 3**FINALE OPMERKINGEN**

In deze bijlage worden de opmerkingen vermeld die nog werden gemaakt door leden van het begeleidingscomité en de stuurgroep na afronding van de finale draft.

Noot: De conclusies van de BBT-studie zijn het standpunt van BBT-VITO en binden de leden van het begeleidingscomité niet. Als hieronder geen opmerkingen vermeld staan wil dit niet noodzakelijk zeggen dat de leden met alle onderdelen van de BBT-studie akkoord zijn.

1. Opmerking DEC op paragraaf 4.1.1.3. omtrent AOX meetmethode:

Op basis van de reactie van het erkend labo maakt DEC op dat de door het VITO nieuwe voorgestelde methodiek; die inderdaad reeds door het labo wordt gebruikt; vals positieve resultaten niet uitsluit.

In die zin vindt DEC dat de paragraaf die de nieuwe methodiek beschrijft en de opname in de tekst van de beperkte analyseset te voorbarig.

DEC kan wel akkoord gaan als tekst als volgt wordt aangepast: “Momenteel wordt een nieuwe analysemethodiek in de sector door VMM uitgetest. De bekomen dataset is op dit ogenblik te beperkt om conclusies te nemen.”

Reactie VITO:

VMM werd gecontacteerd betreffende de vals positieve resultaten die door het labo van DEC werden aangehaald. Deze worden echter door een specialist van het labo van VMM ontkend. Hij benadrukte dat de nieuwe methode geen valse positieve resultaten oplevert op voorwaarde dat de procedure correct wordt toegepast. Veel bedrijven zouden dit volgens hem onterecht aangrijpen.

De VITO experts rond milieumetingen geven aan dat VMM heel wat ervaring heeft met AOX bepaling en de procedure correct toepast (d.w.z corrigeren voor de blanco). Een extra wassing van de actieve kool kan de bijdrage van anorganische halogeniden sterk reduceren, maar misschien ook van de organische halogeniden. De VITO experts gaven tevens dat de wijze waarop dit het best gebeurt momenteel onderzocht wordt en zal besproken worden in de werkgroep wateranalysen.

We opteren dan ook de tekst niet aan te passen en de paragraaf over de nieuwe AOX meetmethode te behouden.