

Storten van baggerspecie in open putdepots

Covermotie eerste fase

RIZA-rapport: 99.053

AKWA-rapport: 99.013

RIZA-rapport 99.053
AKWA-rapport: 99.013
ISBN: 9036952824

Jappe de Best (Grontmij Advies & Techniek bv)
Margriet Beek (RIZA, afdeling WSC)
Klaas Groen (RIZA, afdeling EMD)
Kees van der Guchte (RIZA, afdeling WSC)
Koos Hartnack (RIZA, afdeling EMD)
Bertie van der Heijdt (RIZA afdeling WST)
Anske van der Laan (WAU)
Dick van Pijkeren (RIZA, afdeling EMD)
Jaap Tuinstra (Iwaco BV)

1 Inleiding	5
2 Kennis van het storten van baggerspecie in open putdepots	8
3 Risicogrenzen voor het aquatisch systeem	13
3.1 Inleiding	13
3.2 De beïnvloeding van het aquatisch ecosysteem	14
3.3 Risicogrenzen voor microverontreinigingen	15
3.4 Risicogrenzen voor macroparameters	17
3.5 Beschikbaarheidsmetingen en bioassays	18
3.6 Risicogrenzen als ijkpunten voor monitoring	20
3.7 Kwaliteitseisen baggerspecie	21
4 Aanzet tot toetsingskader	23
4.1 Inleiding	23
4.2 Definitie open putdepot	24
4.3 Relevante wet- en regelgeving	25
4.4 Voorstel voor toetsingskader	27
4.5 Beoordeling locatie van open putdepot	28
4.5.1 <i>Vormgeving van open putdepot</i>	28
4.5.2 <i>Lokale achtergrondconcentraties in het gebied</i>	28
4.5.3 <i>Hydrodynamische condities</i>	29
4.5.4 <i>Geohydrologie</i>	30
4.5.5 <i>Functie (toekomstige) van het gebied</i>	30
4.5.6 <i>Ecologische doelstellingen</i>	31
4.5.7 <i>Beheersbaarheid tijdens en na storten</i>	31
4.5.8 <i>Overall beoordeling</i>	32
4.6 Randvoorwaarden	32
4.6.1 <i>Bescherming van het oppervlaktewater en de waterbodem</i>	32
4.6.2 <i>Bescherming van het grondwater</i>	33
4.6.3 <i>Minimaliseren van de verspreiding tijdens het storten naar de omgeving</i>	33
4.6.4 <i>Waarborg van het ecosysteem</i>	34
4.6.5 <i>Waarborg gebruiksfuncties</i>	34
4.7 Emmissiebeperkende maatregelen	35
4.8 Toetsing	37
4.8.1 <i>Uitgangspunten voor toetsing</i>	37
4.8.2 <i>Uitvoering toetsing</i>	38
4.9 Aanvullende maatregelen	38
4.10 Monitoring	38
4.11 Samenvatting en conclusies	38
5 Aanbevelingen voor de tweede fase	41
Emissiebeleid	45

1 Inleiding

Het Advies en Kenniscentrum Waterbodems (AKWA) is door de Directie Noord-Holland van Rijkswaterstaat gevraagd na te gaan of er binnen (het kader) van de Wvo-vergunning baggerspecie kan/mag worden gestort in open putten. In dit rapport zal gebruik worden gemaakt van de term open putdepots.

In het kader van bovenstaand onderzoek verschijnen drie rapporten:

- kennisinventarisatie over de berging van baggerspecie in open putdepots;
- concentratiegrenzen voor baggerspecie op basis van effecten op het aquatische ecosysteem
- covernotitie: storten van baggerspecie in open putdepots.

Het voorliggende rapport is de covernotitie van eerste fase van het onderzoek naar de mogelijkheden van het storten van baggerspecie in open putdepots. Dit rapport bevat een samenvatting van de kennisinventarisatie (hoofdstuk 2) en van de studie naar concentratiegrenzen voor baggerspecie op basis van effecten op het aquatische ecosysteem (hoofdstuk 3). In hoofdstuk 4 wordt vervolgens, op basis van de informatie uit hoofdstuk 2 en 3, een aanzet gegeven voor een toetsingskader voor het storten van baggerspecie in open putdepots. Tenslotte worden in hoofdstuk 5 de aanbevelingen voor de tweede onderzoeksfase besproken.

De aanzet voor een toetsingskader die in dit rapport wordt beschreven is alleen bedoeld voor de beoordeling van open putdepots, en dus niet voor half gesloten depots en gesloten/ringdijk depots. Onderstaand kader geeft een definitie van een open putdepot zoals dat in dit rapport is gehanteerd. In het kader is, ter vergelijking, tevens een definitie opgenomen van een half gesloten depot en een gesloten/ringdijk depot.

Open putdepot

Een open putdepot wordt gedefinieerd als een in de meeste gevallen kunstmatig gecreëerde verdieping van de waterbodem welke volledig onderdeel uitmaakt van het watersysteem. Hierbij kan gedacht worden aan een overdiepte in een haven (bijv. Amerikahaven, Amsterdam), een put in een riviersysteem (Cromstrijen, Hollandsch Diep) of een put in een (groot) meer (Flevoputten, IJsselmeer). Putten die slechts een gedeelte van het jaar volledig onderdeel uitmaken van het watersysteem, zoals de meeste zand- en grindwinputten langs Maas en Waal vallen niet onder deze definitie.

Half gesloten depot

Een half gesloten depot staat via een (beperkte) opening, zoals een opening in een dijk of een gegraven toeganggeul tot een winlocatie, direct in verbinding met het oppervlakte water. Half gesloten putten kunnen een gedeelte van het jaar volledig onderdeel uitmaken van het watersysteem, zoals de meeste zand- en grindwinputten langs Maas en Waal. Een voorbeeld van een half gesloten put is de Kaliwaal

Gesloten/ringdijk depot

Depot dat geen verbinding heeft met het omringende oppervlaktewater, en van de omgeving wordt afgeschermd door een dijklichaam. Een voorbeeld van een gesloten depot is Ijsseloo

2 Kennis van het storten van baggerspecie in open putdepots

Berging van baggerspecie in open putdepots (een open putdepot wordt in dit verband gedefinieerd als een speciebergingslokatie gelegen in een open, stromend, watersysteem, waarbij de inhoud/oppervlakte van de bergingslokatie slechts een fractie van de totale inhoud/oppervlakte van het watersysteem beslaat) als mogelijk alternatief voor inrichting van ringdijkdepots, kan de laatste tijd op steeds meer beleidsmatige belangstelling rekenen. Deze toegenomen belangstelling komt mede voort uit het beschikbaar komen van nieuwe en aanvullende onderzoeksresultaten en inzichten ten aanzien van verspreiding van verontreinigingen. In de Vierde Nota Waterhuishouding, Regeringsbeslissing, wordt het storten van baggerspecie in open putdepots nadrukkelijk als punt van aandacht en onderzoek genoemd.

De grootste onzekerheid bij berging van specie in open putdepots betreft aspecten van verspreiding van slib en verontreinigingen naar het oppervlaktewater. Deze onzekerheden, die bij andere bergingsopties als bijvoorbeeld gesloten ringdijkdepots van veel minder belang zijn, kunnen naar verwachting van doorslaggevende betekenis zijn in het traject van de Wvo-vergunningverlening voor dergelijke bergingslokaties.

Bij het storten van baggerspecie in een open putdepots treden processen op die de kwaliteit van het bovenliggende/omringende oppervlaktewater kunnen beïnvloeden: tijdens het storten komt de baggerspecie in contact met het oppervlaktewater waarbij slibdelen en verontreinigingen kunnen worden verspreid. Na sedimentatie van de gestorte baggerspecie kan verspreiding optreden door uitsleep/erosie, diffusie en consolidatie. Als de meest kritische fase voor het optreden van verspreiding bij berging van baggerspecie in open putdepots wordt de stortfase zelf beschouwd: gedurende het transport van specie door de waterkolom is de kans op (ongewenste) verspreiding het grootst.

Gedurende het transport van baggerspecie door de waterkolom kunnen drie verschillende fasen met verschillende transportkarakteristieken worden onderscheiden, namelijk:

- transport als dichtheidsstroom;
- transport in de vorm van kluiten;
- transport als suspensie.

Het gedrag van een dichtheidsstroom komt overeen met dat van een vloeistof met hoge dichtheid die een vloeistof met lage dichtheid binnendringt. Het mengsel is vrijwel stabiel en neemt slechts omgevingswater op ("entrainment"). Meest kritiek voor de uiteindelijke verspreiding van slib en verontreinigingen is in dit geval de intensiteit van de contactklap van de dichtheidsstroom met de bodem: reeds gesedimenteerd materiaal kan hierdoor worden opgewerveld, en er kan radiale verspreiding van de dichtheidsstroom over de bodem plaatsvinden, al dan niet tot buiten de stortlokatie.

Afhankelijk van zaken als de cohesie en de dichtheid van het te storten materiaal kan een deel ook in de vorm van kluiten door de waterkolom heen vallen. De interactie met de waterkolom is dan minimaal en verspreiding beperkt zich voornamelijk tot resuspensie van reeds gestort materiaal ten gevolge van de impact van de kluiten op de bodem. Indien bij het storten van specie om enige reden sterke menging optreedt zal (een deel van) het gestorte materiaal zich steeds meer gaan gedragen als suspensie: losse deeltjes die vrij in het water voorkomen. Het poriewater met de daarin voorkomende verontreinigingen ontwijkt nagenoeg volledig naar de waterkolom en de individuele slibdeeltjes kunnen eenvoudig worden verspreid met de heersende achtergrondstroming.

Het relatieve aandeel van de verschillende transportroutes bij storting van baggerspecie houdt onder andere verband met slibkarakteristieken als korrelgrootteverdeling en dichtheid van het te storten materiaal, de verontreinigingsgraad van de te bergen specie en de toegepaste storttechniek. De stortmethoden kunnen grofweg worden verdeeld in mechanische stortmethodes (storten middels onderlossers, waterdichte grijpers of door verpakken van baggerspecie) en hydraulisch storten (verpersen van baggerspecie waarbij lossing zowel boven als onder water, al dan niet met behulp van een diffusor kan plaatsvinden). Daarnaast zijn ook de hydrodynamische omstandigheden van het watersysteem ter plaatse van de open putdepots sterk van invloed op de verdeling over voornoemde fasen en daarmee op de mate waarin verspreiding kan optreden: door stroming, windgolven, scheepsbewegingen of (periodieke) stratificatie kan specie die in suspensie verkeert tot buiten de stortlocatie worden verspreid. Ook na vulling kunnen hydrodynamische factoren nog van invloed zijn: er kan in principe nog uitsleep/erosie van de specie optreden. Door middel van afdekking ('capping') van de specie kan deze verspreidingsroute geminimaliseerd worden.

Het grootste deel van de gestorte specie bereikt in de regel nagenoeg ongestoord de bodem en beïnvloedt het omringende oppervlaktewater gedurende de stortfase nauwelijks. Voor de bepaling van de mate van verspreiding van slib bij storten van baggerspecie in open water zijn er zowel in Nederland als in het buitenland vele praktijkproeven gedaan. Algemeen beeld is dat onder rustige hydrodynamische condities de verhoging van de zwevend stofgehalten ten gevolge van het storten beperkt blijft tot een gebied van geringe omvang en laagdikte. Bovendien is de verhoging van het zwevend stof gehalte onder dergelijke condities in de regel van beperkte duur: binnen een termijn van enkele uren is het gesuspendeerde materiaal alsnog nagenoeg volledig bezonken. Zo werden bijvoorbeeld bij proefstortingen te Cromstrijen (waarbij zowel met onderlossers als met knijpers boven en onder water werd gestort) ten opzichte van de achtergrondsituatie verhoogde zwevend stof gehalten aangetroffen in een gebied van circa 10.000 m² en een laagdikte van circa 2 a 3 meter vanaf de bodem en was het zwevend stof gehalte na 20 minuten weer tot op het achtergrondniveau gedaald. De meeste andere studies bevestigen dit beeld: het percentage van het gestorte materiaal dat in suspensie gaat blijft in de regel beneden de 3 à 4 procent en de sterke vertroebeling die direct na het storten kan optreden is slechts van plaatselijke en tijdelijke aard. Uit recent onderzoek in de Australiehaven te Amsterdam kwam storten middels een valpijp vanuit slibverspreidingsoogpunt als een van de meest gunstige methodieken naar voren, boven storten met een onderlosser of middels toepassing van een grijper boven of onder water. Met name deze laatste methode (storten met grijper en lossing boven water) bleek tot aanzienlijke vertroebeling van de waterkolom te leiden: 10 tot 20 procent van het gestorte materiaal verbleef

materiaal verbleef enige tijd in suspensie en bezonk niet direct maar pas na verloop van tijd. Bij toepassing van een valpijp bleef dit beperkt tot 3-6 procent. Ook ten aanzien van (hydraulisch) storten middels een diffusor worden goede resultaten gerapporteerd: bij zorgvuldige positionering van de uitstroomopening en een geringe uitstroomsnelheid kan vertroebeling van de waterkolom tot een minimum worden beperkt of zelfs worden voorkomen. De geringe dichtheid bij hydraulisch storten (noodzakelijk om de baggerspecie te kunnen verpersen/verpompen) kan echter aanleiding geven tot een grotere verspreiding van slib en verontreinigingen door erosie en consolidatie. Terwijl de hiervoor beschreven proeven in de regel bestonden uit incidentele stortingen van baggerspecie zal in de praktijk (bij daadwerkelijke vulling van open putten) daarentegen veelal sprake zijn van een langdurig en mogelijk continu stortregime. Desalniettemin bevestigen metingen uitgevoerd tijdens continue stortingen in het tijdelijk depot IJsselmeer in het Ketelmeer het beeld dat slechts een zeer gering percentage van het gestorte materiaal in suspensie gaat. Voor de uiteindelijke inschatting van de mate van verspreiding van verontreinigingen is het echter van belang in acht te nemen dat met name het aandeel deeltjes < 2 mm bijdraagt aan de bij storting optredende vertroebeling. Over het algemeen wordt deze fractie als meest verontreinigde fractie van de baggerspecie en dus als meest bedreigende voor de oppervlaktewaterkwaliteit gezien.

Verontreinigingen komen zowel opgelost in het poriewater als gebonden aan particulier materiaal voor in de baggerspecie. De opgeloste verontreinigingen komen bij het in suspensie gaan van baggerspecie in principe volledig vrij in de waterkolom. Deze verspreidingsroute is derhalve uitsluitend door middel van maatregelen ter beperking van de hoeveelheid materiaal die in suspensie gaat te minimaliseren. Verspreiding van gebonden verontreinigingen kan in principe wel effectief worden beperkt door toepassing van maatregelen die transport van gesuspendeerd materiaal tot buiten de stortlocatie beperken. De zorg omtrent de waterkwaliteitseffecten van storten van baggerspecie richt zich met name op de organische microverontreinigingen (zoals bijvoorbeeld PCB's en PAK's), de zware metalen (Cd, Pb, Zn en dergelijke) en de nutriënten (N en P).

De organische microverontreinigingen zijn over het algemeen sterk hydrofoob van karakter en derhalve geneigd tot sterke binding aan organisch materiaal: over het algemeen is meer dan 99% van de totale hoeveelheid organische microverontreinigingen geadsorbeerd aan de vaste fase van de baggerspecie. De flux ten gevolge van het vrijkomen van poriewater bij het in suspensie gaan van baggerspecie zal derhalve gering zijn ten opzichte van de totale hoeveelheid organische microverontreinigingen in de baggerspecie. Naast de (geringe) flux ten gevolge van het uittreden van poriewater kan er ook verspreiding van microverontreinigingen plaatsvinden ten gevolge van desorptie van gebonden organische microverontreinigingen. De mate waarin dit gebeurt is afhankelijk van de kwaliteit van de baggerspecie ten opzichte van de huidige zwevend stofkwaliteit en van de uiteindelijke verblijftijd van het gesuspendeerde materiaal in de waterkolom. Omdat het overgrote deel van het gesuspendeerde materiaal in de regel na verloop van enige uren alsnog sedimenteert, is de daadwerkelijke flux van organische microverontreinigingen naar de waterkolom als gevolg van desorptie in de praktijk waarschijnlijk geringer dan op basis van de tot op heden veel toegepaste evenwichtspartitietheorie wordt voorspeld: recente inzichten geven aan dat slechts het deel van de gebonden verontreinigingen dat als snel uitwisselbaar kan worden gekarakteriseerd binnen een dergelijk tijdsbestek zal kunnen desorberen. De grootte van deze snel uitwis-

selbare fractie varieert sterk tussen watersystemen en kan beperkt zijn tot slechts enkele procenten van de totale hoeveelheid geadsorbeerde organische microverontreinigingen. Bij omstandigheden waarin sedimentatie van zwevend slib wordt bemoeilijkt, met als gevolg langere verblijftijden in de waterkolom, kan het desorptieproces wel een substantiele bijdrage aan de totale flux van verontreinigingen tot buiten de stortlokatie leveren. Maatregelen ter beperking van de verblijftijd van het materiaal in de waterkolom kunnen deze potentiële bron voor verspreiding naar oppervlaktewater grotendeels uitschakelen.

Zware metalen komen in sedimenten in verschillende verschijningsvormen voor: in oplossing (al dan niet gecomplexeed met organische- of anorganische liganden) en gebonden aan deeltjes (via adsorptie of precipitatie). Net als voor de organische microverontreinigingen geldt ook voor de zware metalen dat het overgrote deel op enigerlei wijze is vastgelegd en dat de hoeveelheid die is opgelost in het poriewater slechts een minimaal deel van de totale hoeveelheid zware metalen in de baggerspecie vormt. De flux aan zware metalen naar het oppervlaktewater ten gevolge van opmenging van het poriewater zal derhalve gering zijn en wordt veelal als verwaarloosbaar beschouwd. De grootste potentiële bron voor verspreiding van zware metalen in het watersysteem is de vaste fase. Daar zoetwaterbodems (met uitzondering van de toplaag) over het algemeen anoxisch zijn komen de meeste metalen voor in de vorm van sulfide-precipitaten. Deze sulfideprecipitaten kunnen bij het in suspensie gaan van baggerspecie oxideren ten gevolge van het intensieve contact tussen gesuspendeerd slib en zuurstofrijk oppervlaktewater. Het is echter de vraag of de tijdschaal waarop de specie in suspensie verkeert voldoende lang is om tot volledige oxidatie van de sulfideprecipitaten aanleiding te geven: in de internationale literatuur wordt gerapporteerd dat deze oxidatie op een termijn van uren verre van volledig is. Bovendien biedt de relatief snelle vorming van ijzer- en mangaan(hydr)oxides die bij de opmenging van specie in zuurstofrijk water optreedt waarschijnlijk voldoende adsorberende capaciteit om de bij de oxidatie van sulfideprecipitaten vrijkomende metalen kwantitatief te binden. Maatregelen ter beperking van de verspreiding van zware metalen kunnen zich derhalve met name richten op minimalisering van verspreiding van slibdeeltjes tot buiten de locatie. Maatregelen ter beperking van de verblijftijd in de waterkolom zullen slechts een gering effect hebben op de grootte van de flux van zware metalen naar het oppervlaktewater. Wel kan bij langdurig verblijf van slib in de zuurstofrijke waterkolom de speciatie van de metalen wijzigen: de metalen gaan van de als sulfide geprecipiteerde toestand over in de (voor bijvoorbeeld pH-schommelingen veel sterker gevoelige) geadsorbeerde toestand.

Bij de afbraak van organisch stof in de waterbodem vindt vorming van ammonium en fosfaat plaats, waardoor de concentraties van deze verbindingen in het poriewater sterk kunnen stijgen ten opzichte van de concentraties in oppervlaktewater. In principe kan ten gevolge van deze aanzienlijke verschillen in poriewater- en oppervlaktewaterconcentraties tijdens het storten van baggerspecie verspreiding van deze stoffen optreden via uittreden en opmenging van poriewater. Voor fosfaat geldt echter dat dit uittreden van poriewater niet per definitie tot verhoging van de fosfaatconcentraties in het oppervlaktewater hoeft te leiden: fosfaat wordt relatief gemakkelijk en snel geadsorbeerd aan de zich bij het in suspensie gaan van specie door oxidatie vormende ijzer-(hydr)oxiden. De verspreiding van fosfaat via het uittreden van poriewater wordt over het algemeen dan ook als verwaarloosbaar beschouwd. Maatregelen ter beperking van de ver-

spreiding van slib tot buiten de stortlocatie zijn in principe afdoende om verspreiding van fosfaat effectief te voorkomen. Het uittreden van poriewater kan daarentegen wel leiden tot aanzienlijke verhoging van de ammoniumconcentraties in oppervlaktewater. Daar ammonium onder oxidische omstandigheden niet stabiel is zal het in de waterkolom door nitrificatie worden omgezet in nitraat. Slechts beperking van de hoeveelheid materiaal die in suspensie gaat kan de verspreiding van ammonium en vorming van nitraat minimaliseren. Waarschijnlijk moet verspreiding van ammonium als een van de grootste bedreigingen voor de oppervlaktewaterkwaliteit worden gezien bij storten van specie in open water.

hoe de beoordeling van baggerspecie verder geïntegreerd kan worden met de milieukwaliteitsnormen op basis van risico's (MTR). In deze studie is daarom voor de beoordeling van de effecten van de microverontreinigingen (zoals metalen en PAK) gekozen voor deze stofspecifieke risicobenadering.

Uit de kennisinventarisatie die in het kader van dit project is uitgevoerd komt naar voren dat bij het storten van bagger beïnvloeding van het omringende oppervlaktewater eerder te verwachten is van enkele goed oplosbare macroparameters (met name stikstof in de vorm van ammonium) dan door de sterk aan het sediment gebonden microverontreinigingen. Voor deze macroparameters die uit de bagger vrij kunnen komen is een andere benadering gekozen dan de risicobenadering, omdat de aard van de effecten duidelijk verschillend is (het gaat hier niet om toxiciteit maar om bijvoorbeeld eutrofiëringseffecten).

De milieukwaliteitsnormen op basis van risico's zijn niveau's voor potentiële risico's. Bij de afleiding van deze waarden zijn een aantal algemene aannamen gedaan, die in een specifieke situatie afwijkend kunnen zijn. Bovendien zijn deze risiconiveau's stofspecifiek, terwijl in een veldsituatie blootstelling aan een (complex) mengsel van deels niet gemeten stoffen zal plaatsvinden. Aanvullend op een toetsing aan de generieke risicogrenzen zijn metingen van de beschikbaarheid onder de lokale omstandigheden (bijvoorbeeld de partiticoëfficiënt K_p , zie paragraaf 3.5) en bioassays daarom zeer waardevol. Wanneer met behulp van deze actuele metingen kan worden aangetoond dat de beschikbaarheid en effecten afwijken van de verwachting bij toetsing aan de generieke risicogrenzen, dan kan op basis hiervan de beoordeling worden aangepast. Hierop wordt in paragraaf 3.5 nader ingegaan.

De studie heeft primair betrekking op de stortfase, dat is de periode waarin de put gevuld wordt. De risico's van te storten baggerspecie in open putdepots voor het aquatische milieu zijn namelijk met name gelegen in deze fase, omdat in deze fase directe uitwisseling met het omringende watersysteem kan plaatsvinden. Tijdens de stortfase kan verspreiding van verontreinigingen plaatsvinden onder invloed van de stortmethode en de hydraulische omstandigheden. Na de stortfase zal een open putdepot in de meeste gevallen worden afgedekt. Er is vanuit gegaan dat de risico's voor het aquatische milieu dan aanvaardbaar of verwaarloosbaar zullen zijn. De mogelijkheden voor afdek van de stort vormen onderdeel van fase 2 van deze studie.

3.2 De beïnvloeding van het aquatisch ecosysteem

In de kennisinventarisatie is beschreven op welke wijze gestort kan worden en welke processen in het water plaatsvinden na het storten. Op basis van deze informatie en noties over de factoren die het ecologisch functioneren van een watersysteem bepalen, kunnen diverse typen van beïnvloeding verwacht worden. De mate waarin deze beïnvloedingen plaatsvinden is afhankelijk van factoren als de diepte en morfologie van het watersysteem, de tijdsduur en wijze van storten, stromingspatronen van wind en water en de kwaliteit en de karakteristieken van de baggerspecie. De belangrijkste zijn:

1. invloed op gehalten microverontreinigingen in het systeem, waardoor ontwikkelingsmogelijkheden van gevoelige soorten in het ecosysteem negatief worden beïnvloed;
2. invloed op de nutriëntenbalans (N en P) en gehalten van andere macroparameters (chloride, sulfaat), waardoor bijvoorbeeld eutrofiëringseffecten kunnen optreden;
3. troebeling (met invloed op doorzicht), waardoor bijvoorbeeld zichtjagers als de snoek en visetende watervogels worden belemmerd bij foerageren;
4. verhoging van het organisch stofgehalte in het systeem, waardoor verhoogde afbraak plaatsvindt en tijdelijke verlaging van het zuurstofgehalte, waardoor waterorganismen te weinig zuurstof kunnen krijgen;
5. bedekken van de bodem (incl. organismen) met specie, waardoor een deel van de habitat van soorten verdwijnt en directe sterfte van organismen optreedt;
6. geluid, beweging en ruimtebeslag, waardoor verstoring en daardoor mogelijk negatieve beïnvloeding van het ecosysteem plaatsvindt.

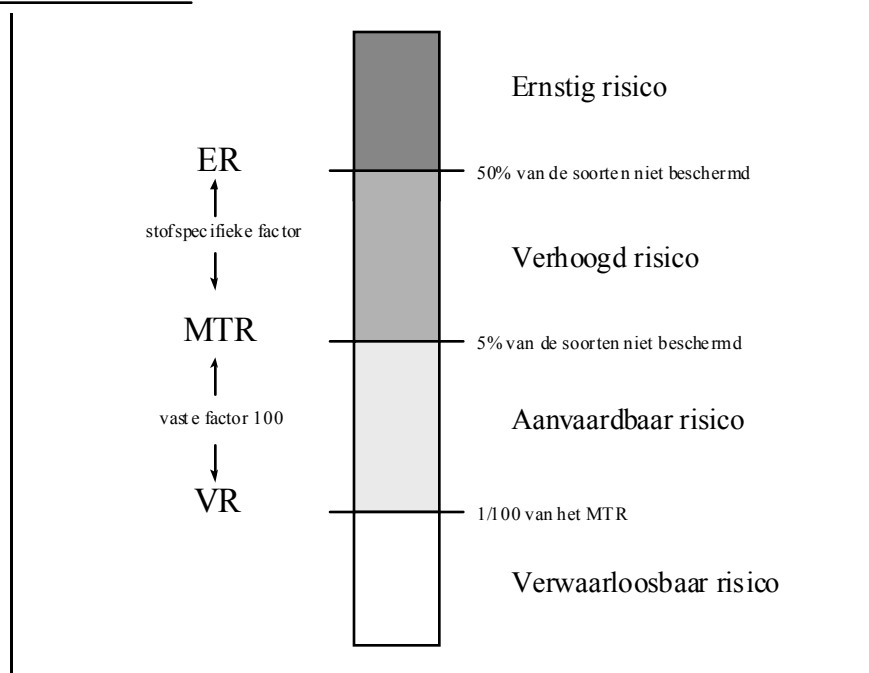
De risicogrenzen die in dit hoofdstuk worden besproken hebben betrekking op de twee eerstgenoemde typen van beïnvloeding. De onder 3, 4, 5 en 6 genoemde beïnvloedingen komen deels aan de orde in de aanzet voor het toetsingskader (hoofdstuk 4) en vergen deels een verdere uitwerking in fase 2 van de studie.

3.3 Risicogrenzen voor microverontreinigingen

Om deze risico's die de microverontreinigingen in de verontreinigde baggerspecie kunnen hebben voor het aquatisch ecosysteem in beeld te brengen, is aangesloten bij de reeds bestaande en algemeen geaccepteerde risicobeoordelingsmethodiek. Deze methodiek wordt sinds 1989 onder andere toegepast bij het afleiden van milieukwaliteitsnormen.

Onder de risicobenadering wordt verstaan: "de beoordeling en beheersing van de kans op nadelige effecten van milieufactoren". Het gaat hierbij om de kans op nadelige effecten voor de mens en het ecosysteem. Dit deelproject richt zich op de risico's voor het (aquatische) ecosysteem. Het risico voor het ecosysteem is omschreven als: "de kans op een nadelig effect voor een ecosysteem door blootstelling gedurende langere periode aan een bepaalde stof" (uit "Omgaan met risico's", Tweede Kamer 1989).

Centraal binnen de risicobenadering staan drie risicogrenzen of risiconiveaus; het ernstig risiconiveau (ER), het maximaal toelaatbaar risiconiveau (MTR), en het verwaarloosbaar risiconiveau (VR). Met deze risicogrenzen wordt het beleid vormgegeven. Zo vormt bijvoorbeeld het MTR een belangrijk ijkpunt in het waterkwaliteitsbeleid sinds NW4. Het VR is maatgevend voor het vaststellen van de streefwaarde en het ER (of HC50) is een van de aspecten die een rol speelt bij het vaststellen van saneringsurgentie in het kader van de Wet bodembescherming. De risiconiveaus, de risico-perceptie en de ecologische invulling van het ER, MTR en VR staan weergegeven in 3.



Figuur 2 De risicogrenzen voor ecosystemen

Het ER is het niveau waarbij 50% van de soorten in een ecosysteem kans op nadelig te waarden effecten ondervindt. Het MTR is het niveau waarbij dit voor 5% van de soorten geldt. Het VR ligt op 1/100 van het MTR. Hiermee is de gecombineerde werking van stoffen verdisconteerd. Tussen het ER en het MTR ligt een factor die stofspecifiek is. Deze is afhankelijk van het werkingsmechanisme van de stof. De factor 100 tussen MTR en VR is een vaste, niet stofspecifieke, factor.

De risicogrenzen voor aquatische organismen zijn gedifferentieerd naar organismen die direct blootgesteld worden aan verontreiniging (lagere organismen zoals vis, kreeftachtigen, algen etc.), en organismen die via doorvergiftiging in de voedselketen worden blootgesteld (hogere organismen: vogels en zoogdieren).

De risicogrenzen voor sediment zijn berekend uit de risicogrenzen voor oppervlaktewater (opgeloste fractie). Voor deze omrekening is gebruik gemaakt van standaard partiticoëfficiënten tussen water en sediment (K_p). Deze standaard partiticoëfficiënten zijn voor organische verbindingen veelal experimenteel bepaald. Voor metalen zijn zij gebaseerd op de gemeten verdeling tussen concentraties in zwevend stof en in oppervlaktewater in de Nederlandse grote rivieren. Zij worden generiek toegepast bij de afleiding van normen, bijvoorbeeld de MTR waarden voor sediment in NW4. Onder lokale omstandigheden kan de verdeling van een stof tussen sediment en poriewater of tussen zwevende delen en oppervlaktewater afwijken van de voorspelling op basis van de standaard partiticoëfficiënten. Deze standaard partiticoëfficiënten zijn opgenomen in deelrapport 2. In paragraaf 3.5 wordt nader ingegaan op meting van de beschikbaarheid van verontreinigingen onder lokale condities.

Voor metalen, stoffen die van nature voorkomen, zijn de risicogrenzen voor sediment samengesteld uit een toxicologisch deel en een achtergrondwaarde. De gebruikte achtergrondwaarden zijn eveneens opgenomen in deelrapport 2. Het betreffen hier generieke achtergrondwaarden.

Dat wil zeggen algemene achtergrondwaarden die representatief worden geacht voor Nederland. Locatiespecifiek kunnen deze echter afwijken.

In het project Integrale Normstelling Stoffen (VROM, 1997 [17]) zijn alleen MTR's afgeleid voor individuele stoffen. Somnormen voor stofgroepen zijn niet afgeleid. Om toch rekening te houden met de combinatietoxiciteit van stofgroepen zou een evaluatie moeten plaatsvinden van de aannemelijkheid van combinatietoxiciteit binnen de stofgroepen. Een dergelijk onderzoek valt echter buiten het bestek van deze studie. Voorlopig zou aangesloten kunnen worden bij de werkwijze voor combinatietoxiciteit die is uitgewerkt in de urgentiesystematiek voor bodemsanering in het kader van de Wet Bodembescherming.

Toetsing

Bij de toetsing van de gemeten gehalten aan de risicogrenzen wordt de zogenaamde 'bodemtypecorrectie' toegepast zoals onder andere beschreven in de 'Regeling vaststelling klasseindeling onderhoudsspecie' (Staatscourant 1997, nr 245 pag. 12).

3.4 Risicogrenzen voor macroparameters

Voor de uitwerking van de risicogrenzen voor macroparameters (en doorzicht) wordt in deze fase van de studie een eerste aanzet gegeven. In fase 2 moet duidelijker worden welke parameters specifiek van belang zijn en hoe de risicogrenzen getalsmatig ingevuld kunnen worden. Op basis van de kennisinventarisatie lijken met name de input van stikstof en fosfaat en de beïnvloeding van het doorzicht relevante parameters te zijn.

Voor stikstof geldt dat beïnvloeding van het watersysteem naar verwachting met name tijdens het storten plaatsvindt, doordat de ammoniumconcentraties in het poriewater van de bagger beduidend hoger zijn dan de concentraties in het omringend oppervlaktewater. Deze directe stikstofinput via ammonium kan van invloed zijn op de nutriëntenbalans in het watersysteem. Naar verwachting is bovendien sprake van een geringe fractie ammoniak. Op basis van oriënterende berekeningen is het echter niet aannemelijk dat ammoniak in dusdanige concentraties in het oppervlaktewater terecht komt dat hiervan toxische effecten te verwachten zijn.

De beïnvloeding van het watersysteem door een extra input van fosfaat is niet zozeer tijdens het storten te verwachten. Het is aannemelijk dat fosfaat hoofdzakelijk gebonden blijft of wordt aan de vaste delen en bezinkt. Voor fosfaat is een mogelijke beïnvloeding van het ecosysteem te verwachten via nalevering uit de waterbodem. Omdat de meeste zoetwatersystemen fosfaat gelimiteerd zijn, kan een verhoogde nalevering vanuit het sediment leiden tot eutrofiëringseffecten.

Doorzicht kan negatief worden beïnvloed wanneer sprake is van troebeling van het water als gevolg van het storten. De ecologische relevantie hiervan is vooral gelegen in de effecten op ondergedoken waterplanten (en hiermee ook indirect op de waterbodemauna) en op dieren (vogels, snoek) die voor het zoeken van voedsel afhankelijk zijn van het zicht.

De gehalten aan nutriënten (N en P in diverse chemische vormen) en gehalten van andere relevante macroparameters (chloride, sulfaat) en het doorzicht kunnen per watertype variëren. Het ligt daarom voor de hand

om bij het bepalen van de risicogrenzen het huidige of gewenste achtergrondniveau van het betreffende watersysteem als uitgangspunt te kiezen.

Bij de verdere uitwerking kunnen 3 niveau's worden gehanteerd, aansluitend op de ecologische normdoelstellingen zoals voorgesteld door de CUWVO in 1988 (en opgenomen in de 3e Nota Waterhuishouding). Deze drie niveau's zijn:

Het ecologisch laagste niveau

Dit is een voor een bepaald (sub)type oppervlaktewater gedifferentieerd basis beschermingsniveau voor planten en dieren.

Het ecologisch midden niveau

Het niveau waarbij als gevolg van de toelaatbare gebruiksfunctie binnen een gebied de natuurlijke toestand van het systeem in beperkte mate (negatief) beïnvloed wordt.

Het ecologisch hoogste niveau

De natuurlijke, zoveel mogelijk onbeïnvloede toestand van een aquatisch ecosysteem. De normdoelstelling behorende bij dit niveau laat geen beïnvloeding toe met nadelige gevolgen voor het ecosysteem.

Er zijn voor verschillende typen watersystemen uitwerkingen van deze niveau's beschikbaar, waarop bij de nadere bepaling van de risicogrenzen voor macroparameters bij het storten in open putdepots aangesloten kan worden.

Voor de relevante macroparameters totaal-fosfaat, totaal-stikstof, chloride, sulfaat, zuurstofgehalte en doorzicht zijn MTR waarden vastgesteld en opgenomen in de Vierde nota waterhuishouding. Deze MTR gelden als 'bovengrenzen' voor het laagste ecologische niveau. Deze MTR waarden zijn al ijkpunten in het huidige waterkwaliteitsbeleid en gelden dus ook bij de eventuele beïnvloeding van het oppervlaktewater bij het storten van bagger in open putdepots.

3.5 Beschikbaarheidsmetingen en bioassays

Algemeen

Het VR, MTR en ER zijn niveau's voor potentiële risico's. Bij de afleiding van deze waarden zijn een aantal algemene aannamen gedaan, die in een specifieke situatie afwijkend kunnen zijn. Bovendien zijn deze risiconiveau's stofspectief, terwijl in een veldsituatie blootstelling aan een (complex) mengsel van deels niet gemeten stoffen zal plaatsvinden. Aanvullend op een toetsing aan de generieke risicogrenzen zijn metingen van de beschikbaarheid onder de lokale omstandigheden en bioassays daarom zeer waardevol. Wanneer met behulp van deze actuele metingen kan worden aangetoond dat de beschikbaarheid en effecten afwijken van de verwachting bij toetsing aan de generieke risicogrenzen, dan kan op basis hiervan de beoordeling worden aangepast.

Deze paragraaf gaat in op het inzetten van beschikbaarheidsmetingen en effectmetingen (bioassays) voor microverontreinigingen. Aan een uitwerking voor macroparameters zal apart aandacht worden besteed in een tweede fase van deze studie.

Beschikbaarheidsmetingen

De beschikbaarheid van verontreinigingen voor organismen wordt in sterke mate bepaald door de concentraties van deze verontreinigingen in de opgeloste fractie. De risicogrenzen voor de opgeloste fractie in oppervlaktewater vormen daarom de meest directe ijkpunten voor te verwachten effecten op aquatische organismen.

De risicogrenzen voor sediment en zwevend stof zijn met behulp van standaard partiticoëfficiënten tussen water en sediment (K_p) afgeleid van deze risicogrenzen voor de opgeloste fractie in oppervlaktewater (zie paragraaf 3.3). Deze K_p waarden zijn daarom een maat voor de beschikbaarheid via de opgeloste fractie van de verontreinigingen vanuit sediment en zwevend stof. Onder lokale omstandigheden kan de verdeling van een stof tussen sediment en poriewater of tussen zwevende delen en oppervlaktewater echter afwijken van de voorspelling op basis van standaard partiticoëfficiënten. Met andere woorden, de beschikbaarheid van de verontreinigingen via de opgeloste fractie kan lokaal anders zijn dan door de standaard K_p waarde wordt voorspeld. Factoren die een rol spelen bij dit evenwicht zijn bijvoorbeeld de zuurgraad, de redoxpotential, het sulfidegehalte en de aard van de matrix (zandig, slibrijk etc.) voor metalen en het organisch stofgehalte voor microverontreinigingen.

Er zijn meerdere methoden beschikbaar voor de meting van de beschikbare fractie in oplossing. De testen kunnen worden uitgevoerd onder verschillende condities, zodat ook een schatting van de concentraties in de opgeloste fractie bij veranderde milieucondities kan worden gegeven.

Een voorbeeld van een methode om de actuele beschikbaarheid van organische microverontreinigingen te meten is de tenax scheitrechter methode, waarmee de snel desorberende fractie van een verontreiniging in sediment wordt gemeten (tenax scheitrechter methode, Cornelissen 1999). Deze snel desorberende fractie is indicatief voor de beschikbare fractie in oplossing. De meetresultaten kunnen ofwel direct getoetst worden aan de aquatische risicogrenzen, ofwel gebruikt worden voor een herberekening van de K_p waarden voor de betreffende stoffen.

Methoden om de beschikbaarheid van zware metalen in sediment te meten zijn nog in ontwikkeling. Een voorbeeld van een methode om de beschikbaarheid van zware metalen in grond te meten is CaCl_2 -extractie. Analyses aan sediment extracten, met calciumchloride als extractiemiddel, geven een goede indicatie voor de opname en bioconcentratie van metalen door flora en fauna. De praktische inzetbaarheid van deze methode voor sediment vormt momenteel onderwerp van studie bij het RIZA (Vink et al, in prep. 1999).

Een verdere beoordeling van de vergelijkbaarheid en de (gestandaardiseerde) inzetbaarheid van deze beschikbaarheidsmetingen is gewenst. Dit valt echter buiten het bestek van deze studie.

Bioassays

In NW4 wordt aangegeven dat gebruik van bioassays in de beoordeling van baggerspecie kan worden geïmplementeerd. Bioassays zijn laboratoriumtoetsen waarin organismen worden blootgesteld aan milieumonsters. De resultaten van bioassays geven indicaties van effecten van bekende, gemeten stoffen en van onbekende, niet gemeten stoffen. Bioassays worden steeds meer toegepast bij de kwaliteitsbeoordeling van oppervlaktewater, afvalwater, baggerspecie en waterbodems. Het implementatietraject

voor het toepassen van bioassays is reeds bij de beoordeling van afvalwater, baggerspecie en te saneren waterbodems in gang gezet.

Voorbeelden van recente uitwerkingen van beoordelingsmethoden op basis van (onder andere) bioassays zijn:

- de methodiek gehanteerd in het biotisch effectenonderzoek Hollandsch Diep en Dordtsche Biesbosch (Den Besten, 1997);
- het voorstel voor kwaliteitsbeoordeling met bioassays in het rapport 'baggerspecie, meer of minder schadelijk' (Stronkhorst et al, 1997);
- de methode voor ecotoxicologische risicobeoordeling van verontreinigde waterbodems ontwikkeld door de STOWA (STOWA, 1997).

In NW4 worden beknopt enkele richtlijnen gegeven voor het omgaan met bioassays bij de beoordeling van de kwaliteit van oppervlaktewater en sediment, waaronder eisen ten aanzien van het aantal uit te voeren testen, het type testen dat beschikbaar is en de interpretatie van de testresultaten. Gesteld wordt dat oppervlaktewater en sediment een goede kwaliteit hebben als toetsten met bioassays uitwijzen dat bij langdurige blootstelling geen significante effecten op overleving, reproductie of groei optreden bij een of meer soorten organismen. Dit niveau komt overeen met het MTR. Verder wordt gesteld dat sediment en oppervlaktewater een zeer goede kwaliteit hebben als geen effecten worden gevonden in 10 maal geconcentreerde monsters. Dit niveau weerspiegelt het VR, dat dus een factor 10 'strenger' is dan het MTR. Deze verschilfactor tussen VR en MTR is geringer dan bij de generieke risicogrenzen (factor 100, zie paragraaf 3.3). Het argument hiervoor is dat in bioassays de onzekerheid ten aanzien van combinatietoxiciteit is komen te vervallen.

De uitwerking van een beoordelingskader voor de kwaliteit van baggerspecie op basis van bioassays valt buiten het bestek van deze studie. Daartoe wordt verwezen naar de boven geschetste ontwikkelingen. Bovendien zal in het achtergronddocument 'Omgaan met bioassays' (RIZA/RIKZ, in prep.) het gebruik van bioassays nader worden toegelicht. De meest concrete uitwerking voor baggerspecie wordt vooralsnog gegeven in het bovengenoemde rapport 'baggerspecie, meer of minder schadelijk' (Stronkhorst et al, 1997). Als aanvulling op chemische analyses worden hierin voor zoete baggerspecie de volgende toxiciteitscriteria gehanteerd:

geen verspreiding van zoete baggerspecie in het oppervlaktewater indien in bioassays met de baggerspecie effectcriteria overschreden worden in chronische testen van poriewater met watervlooien (*Daphnia magna*) en van het sediment met muggelarven (*Chironomus riparius*).

De effectcriteria worden in deze studie, evenals in de studie van Den Besten (1997), uitgewerkt voor twee niveau's. Het niveau waarbij (net) geen effecten optreden kan hierbij opgevat worden als het MTR. Het niveau waarbij ernstige effecten optreden kan opgevat worden als ER.

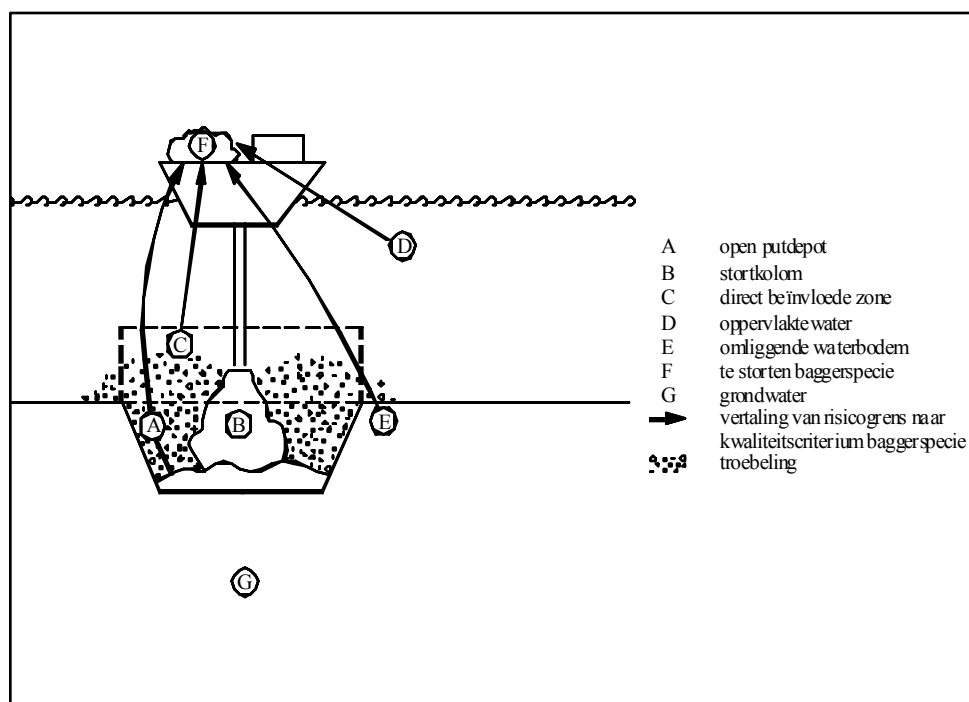
3.6 Risicogrenzen als ijkpunten voor monitoring

De risicogrenzen die in de vorige paragrafen zijn besproken hebben betrekking op concentraties van stoffen (of op doorzicht) of effectniveau's gemeten in bioassays. De metingen die hiervoor nodig zijn (chemische analyses van oppervlaktewater of waterbodems, beschikbaarheidsmetingen, bioassays) kunnen opgenomen worden in een monitoringsprogramma, om te verifiëren of de risicogrenzen niet worden overschreden.

3.7 Kwaliteitseisen baggerspecie

Een van de sturingsmogelijkheden om te voorkomen dat de risicogrenzen in het watersysteem worden overschreden is het stellen van eisen aan de kwaliteit van de baggerspecie. In de studie is ervan uitgegaan dat risicoreductie het leidend principe is bij de afwegingen rondom het storten van baggerspecie in open putdepots. Dit betekent bijvoorbeeld dat wanneer de huidige of gewenste lokale kwaliteit door het storten van baggerspecie niet of slechts marginaal wordt beïnvloed, het weinig zinvol is om aanvullende kwaliteitscriteria voor de specie te hanteren; dit zal dan niet tot risicoreductie leiden. Ook de herkomst van de baggerspecie (gebiedseigen, gebiedsvreemd) kan een argument zijn voor al of niet aanvullende kwaliteitseisen. Wanneer de kwaliteit van de van de baggerspecie duidelijk slechter is dan de lokale kwaliteit en bij de gegeven inrichting van de put, het type watersysteem en de gekozen storttechnieken een negatieve beïnvloeding van het watersysteem niet uitgesloten is, is het stellen van kwaliteitseisen aan de baggerspecie zinvol.

Als uitgangspunt voor het stellen van kwaliteitseisen aan de baggerspecie geldt dat de risicogrenzen die voor het relevante beschermingsdoel van toepassing is (bijvoorbeeld het VR of MTR) niet wordt overschreden. Er moet dus een vertaling plaatsvinden van de betreffende risicogrenzen naar een kwaliteitseis voor baggerspecie. Dit wordt geïllustreerd in λ



Figuur 3 Schematische weergave van het storten van baggerspecie in een open putdepot en de 'vertaling' van de risicogrenzen bij (A), (C), (D) en (E) naar kwaliteitseisen voor baggerspecie (F).

Voor microverontreinigingen zal de kwaliteitseis met name betrekking hebben op de bescherming van de kwaliteit van het sediment in de omgeving van de put. Transport van verontreinigingen wordt immers met name verwacht via binding aan de zwevende delen. De meest simpele benadering is

dat de kwaliteitseisen voor de baggerspecie overeenstemmen met de risicogrenzen bij de beschermingsdoelen. De risicogrenzen voor sediment zijn dan direct van toepassing op de baggerspecie. Een eerste nuancering die toegepast kan worden is een correctie voor de samenstelling van de fijne fractie uit de bagger. Het is immers deze fractie die met name zal verspreiden. De correctie kan bijvoorbeeld eruit bestaan dat de risicogrenzen alleen worden betrokken op de fractie kleiner dan 63 μm .

De kwaliteitseisen kunnen gebaseerd worden op de generieke risicogrenzen, maar ook gecorrigeerd worden voor de actuele beschikbaarheid in de baggerspecie en de effectniveau's in bioassays. Voor de vertaling kan uitgegaan worden van de bovengenoemde simpele gelijkstelling van de risicogrenzen of effectcriteria voor sediment aan de kwaliteitseisen voor bagger, maar ook van een vertaalslag in de vorm van een arbitraire omrekenfactor om verdunning e.d. te verdisconteren (bv. een factor 10) of van benaderingen die meer onderzoeksinspanning vereisen zoals simulatietesten die zoveel mogelijk de uiteindelijke condities na het storten simuleren en (model) berekeningen die de verspreiding en 'oplading' in het sediment in de loop van de tijd berekenen. Belangrijke aspecten zijn de mogelijke desorptie van verontreinigingen tijdens transport van de zwevende stof en de mate waarin het gesedimenteerde materiaal zich mengt met de bestaande toplaag van de waterbodem.

In deelrapport 2 wordt verder ingegaan op de mogelijke benaderingen voor het vaststellen van kwaliteitseisen voor bagger.

4 Aanzet tot toetsingskader

.....
.....

4.1 Inleiding

In hoofdstuk 2 is de kennis samengevat ten aanzien van de:

- verspreiding van baggerspecie en verontreinigingen tijdens en na het storten in open putdepots;
- praktijkervaringen met het storten van baggerspecie in open putdepots
- kosten van baggeren, transport en storten.

In hoofdstuk 3 is vervolgens een voorstel voor de toepassing van ecotoxicologische risicogrenzen en kwaliteitscriteria bij het vaststellen van concentratiegrenzen voor baggerspecie ten aanzien van het storten van baggerspecie in open puts depots toegelicht.

Op basis van de informatie uit hoofdstuk 2 en 3 en de bestaande wettelijke kaders wordt in dit hoofdstuk een eerste lijn uitgezet voor een toetsingskader voor het storten van baggerspecie in open putdepots. Zoals de titel van dit hoofdstuk al aangeeft is dit een eerste aanzet voor een toetsingskader. De precieze invulling van dit kader zal in een volgende onderzoeksfase moeten plaatsvinden.

Leidende principes in dit hoofdstuk zijn het huidige waterkwaliteitsbeleid en het bodembeschermingsbeleid. Daarnaast is gepoogd om zoveel mogelijk aan te sluiten bij de beleidsintenties die in dit kader gepresenteerd zijn in de Nationaal Milieubeleidsplan 3 (1998) en de vierde Nota waterhuishouding, regeringsbeslissing (1999).

Het toetsingskader is er in eerste instantie op gericht om de verspreiding van baggerspecie buiten een open putdepot te voorkomen. In principe moet alle gestorte baggerspecie in een open putdepot terecht komen. De eisen en maatregelen die in het toetsingskader voor het storten van baggerspecie in open putdepots worden voorgesteld zijn er dan ook op gericht de emissies van baggerspecie richting oppervlakte en grondwater te voorkomen danwel zoveel mogelijk te beperken. In het toetsingskader spelen gebiedsgerichte benadering en risicobeoordeling op basis van generieke dan wel actuele risico's een belangrijke rol.

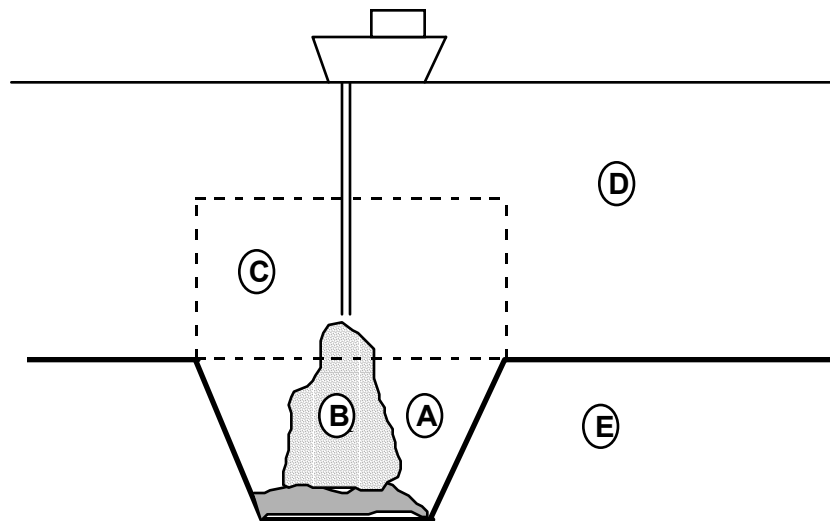
Dit hoofdstuk is als volgt opgebouwd:

- definitie van een open putdepot (paragraaf 4.2);
- relevante wet- en regelgeving (paragraaf 4.3);
- voorstel voor een toetsingskader dat kan worden gebruikt bij de beoordeling van de toelaatbaarheid van het storten van specie in open putdepots zal worden toegelicht (paragraaf 4.4);
- toelichting van de verschillende stappen van het toetsingskader (paragraaf 4.5 t/m paragraaf 4.10);
- conclusies (paragraaf 4.11).

4.2 Definitie open putdepot

In onderstaand kader wordt nogmaals de definitie van een open putdepot gegeven zoals dat bij het voorstel en de toelichting van het toetsingskader zal worden gehanteerd.

Open putdepot
Een open putdepot wordt gedefinieerd als een in de meeste gevallen kunstmatig gecreëerde verdieping van de waterbodem welke volledig onderdeel uitmaakt van het watersysteem. Hierbij kan gedacht worden aan een overdiepte in een haven (bijv. Amerikahaven, Amsterdam), een put in een riviersysteem (Cromstrijen, Hollandsch Diep) of een put in een (groot) meer (Flevoputten, IJsselmeer). Putten die slechts een gedeelte van het jaar volledig onderdeel uitmaken van het watersysteem, zoals de meeste zand- en grindwinputten langs Maas en Waal vallen niet onder deze definitie.



Figuur 4 Schematische weergave van het storten van baggerspecie in een open putdepot.

T geeft een schematische weergave van het storten van baggerspecie in een open putdepot. Voor het toetsingskader dat in dit hoofdstuk wordt besproken worden het open putdepot (A) en de stortkolom (B) gezien als een inrichting (Wm). Voor deze inrichting zijn geen criteria geformuleerd. De Wvo is wel van kracht.

Buiten het open putdepot en de stortkolom is sprake van een direct beïnvloede zone (C, zie kader voor definitie), oppervlaktewater (D) en de omliggende waterbodem (E). Het toetsingskader richt zich op deze laatste drie compartimenten. Daarnaast zal kort worden ingegaan op de beïnvloeding van het grondwater.

Direct beïnvloede zone

Onder de direct beïnvloede zone wordt de zone rondom de stortkolom verstaan waarvan mag worden verwacht dat, als gevolg van de stortactiviteiten, een bepaalde mate van verslechtering van de waterkwaliteit zal optreden. Deze verslechtering van de waterkwaliteit wordt tot op zekere hoogte geaccepteerd. De horizontale en verticale afbakening van de direct beïnvloede zone van een open putdepot zal moeten worden vastgesteld op basis van een beoordeling van de locatie van dit depot, maar zal in oppervlakte nooit groter zijn dan de oppervlakte van het open putdepot.

4.3 Relevante wet- en regelgeving

In deze paragraaf wordt kort aangegeven welke huidige wet- en regelgeving van belang kan zijn bij het storten van baggerspecie in open putdepots, en dus een rol speelt bij de invulling van het toetsingskader.

Wet Milieubeheer

Baggerspecie waarin de verontreinigende stoffen de streefwaarde overschrijden wordt beschouwd als een afvalstof en valt als zodanig binnen het wettelijk kader van de Wet milieubeheer (Wm). De opslag van dergelijke specie is geregeld in het Inrichtingen- en vergunningenbesluit (IVB, Stb. 1993, 50) van de Wm. Op grond van het IVB zijn stortplaatsen voor verontreinigde specie, waaronder dus ook open putdepots, vergunningplichtig.

Bij open putdepots zullen in de Wm-beschikking over het algemeen aspecten met betrekking tot de tot aanleg van de inrichting (nul-onderzoek), isolatie (bescherming grondwater) geluidhinder, stank en controlevoorzieningen worden geregeld. Daarnaast worden aspecten als stort- en nazorgkosten geregeld.

Artikel 1.1a van de Wm handelt over de zorgplicht. Dit artikel dient als vangnetbepaling waardoor gedragingen of activiteiten die milieueffecten hebben die niet specifiek aan regels gebonden zijn en niet verboden zijn, toch kunnen worden beheerst. Hieronder vallen mogelijk ook open putdepots. In het artikel over zorgplicht wordt ook aangegeven dat de nodige maatregelen t.a.v. een verbetering van de situatie moet optreden en schade aan de omgeving moet worden vermeden.

Voor inrichtingen >500.000 m³ is in het kader van de Wm een milieueffect rapportage (MER) benodigd. Het bevoegd gezag voor uitvoering en handhaving van de Wm zijn de provincies of de gemeenten. Afhankelijk van de grootte van de inrichting is de gemeente (5 tot 10.000 m³, IVB, 28.1.a.2) danwel de provincie (> 10.000 m³, IVB, 28.4.a.3) bevoegd gezag in het kader van de Wm.

In de Wm (hoofdstuk afvalstoffen) zijn tevens richtlijnen opgenomen voor de omgang met baggerspecie die in het kader van BAGA (Besluit aanwijzing gevaarlijke afvalstoffen) als gevaarlijk afval wordt gekenmerkt. Naar verwachting zullen op korte termijn de BAGA-normen voor baggerspecie komen te vervallen.

Wet verontreiniging oppervlaktewateren

Het doel van de Wet verontreiniging oppervlaktewateren (Wvo) is het voorkomen en bestrijden van de verontreiniging van oppervlaktewater. In

principe geldt dat alle lozingen van verontreinigende stoffen verboden zijn, tenzij voor deze lozingen een vergunning is verleend.

Bij het storten van baggerspecie in een open putdepot is er sprake van de lozing/het storten van verontreinigingen in oppervlaktewater. Dit betekent dat er regels en eisen t.a.v. het lozen van verontreinigingen moeten worden opgesteld. Dit gebeurt aan de hand van het waterkwaliteitsbeleid dat wordt toegelicht in bijlage 1.

Wet bodembescherming

De Wet bodembescherming (Wbb) bevat regels voor de bescherming (en de sanering) van (water)bodem en (grond)water. In art. 6 lid 2b wordt gesteld dat handelingen op of in de bodem onder artikel 13 van de Wbb vallen. De Wbb is niet van toepassing op het open putdepot en de stortkolom aangezien deze onderdeel uitmaken van de inrichting (zie paragraaf 4.2). De Wbb geldt wel voor de waterbodem rond het open putdepot. Daarnaast zal de Wbb van belang zijn bij de herinrichting van opgevuuld open putdepots.

Voor het storten van baggerspecie in open putdepots zal, met het oog op de beïnvloeding van de omliggende waterbodem, met name de zorgplicht, zoals deze wordt genoemd in art. 13 van de Wbb van belang zijn. Deze zorgplicht houdt in dat handelingen gemeld worden, waarbij men weet of redelijkerwijs behoort te weten dat door de handeling de bodem verontreinigd kan worden dan wel dat verontreinigingen zich voordoen. In het Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie zijn richtlijnen opgenomen voor baggerspeciedepots gericht op de bescherming van het grondwater.

Bij het aanbrengen van isolatie dan wel installeren van andere maatregelen om het grondwater te beschermen zal reeds gesedimenteerde specie uit het open putdepot worden verwijderd. Een dergelijke sanering valt in geval van klasse 4 en soms ook 3 onder de Wbb.

Bij de aanleg van een werk, zoals bijvoorbeeld een terp of een kade, rond een open putdepot is, in het geval dit plaats vindt op een klasse 4 waterbodem, een melding en beschikking in het kader van de Wbb verplicht.

Bouwstoffenbesluit

Het bouwstoffenbesluit is van toepassing op grond- en steenachtige materialen die buiten worden toegepast in nieuw aan te leggen werken in of op de bodem of in het oppervlaktewater. Onder het bouwstoffenbesluit valt derhalve ook de aanleg van bijvoorbeeld een terp of kade rond/bij een open putdepot. Bij de toepassing van categorie 2-bouwstoffen voor de aanleg van een werk bij een open putdepot zijn isolatiemaatregelen verplicht. Voor de toepassing van categorie 2-bouwstoffen geldt ook een Wvo-vergunningsplicht.

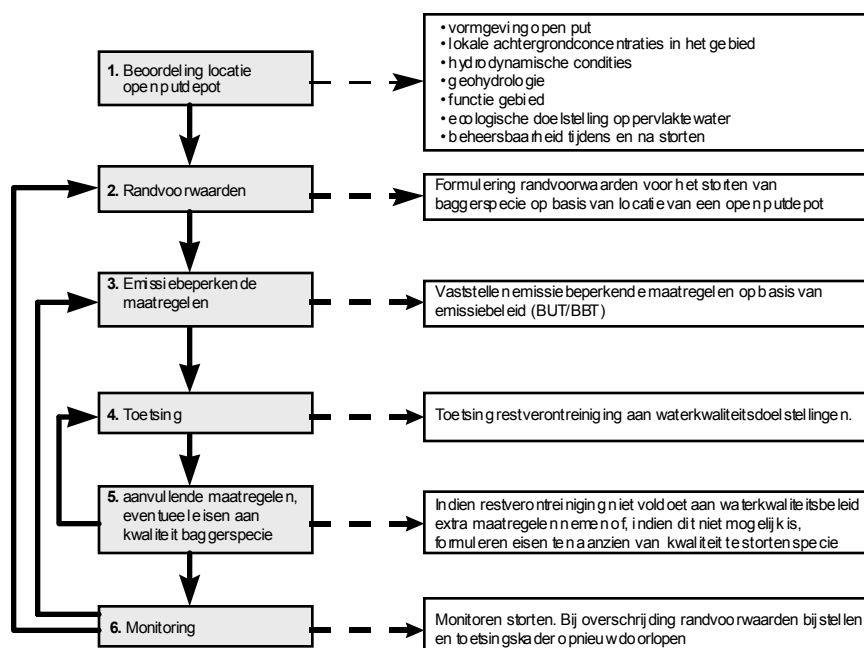
Natuurbeschermingswet

Een gebied kan op grond van de Natuurbeschermingswet worden aangewezen als beschermd natuurmonument. Om bepaalde activiteiten in of in de nabijheid van het aangewezen gebied te mogen verrichten is een ontheffing nodig. Het bevoegde gezag is het ministerie van LNV. In artikel 4.9 van de Wm is aangegeven dat in het provinciaal milieubeleidsplan gebieden aangeduid dienen te worden waarin de kwaliteit van het milieu en natuur bijzondere bescherming behoeven.

4.4 Voorstel voor toetsingskader

Figuur 4.2 geeft een schematische weergave van het voorstel voor een toetsingskader voor het storten van baggerspecie in open putdepots. Dit toetsingskader is opgebouwd uit zes stappen:

- beoordeling van de mogelijke locatie van een open putdepot;
- formuleren randvoorwaarden op basis van beoordeling van de locatie van het open putdepot;
- vaststellen emissiebeperkende maatregelen;
- toetsing van resterende verspreiding uit open putdepot aan waterkwaliteitsdoelstellingen;
- nemen van extra maatregelen en het eventueel formuleren van eisen voor de kwaliteit van de storten baggerspecie indien niet wordt voldaan aan de waterkwaliteitsdoelstellingen;
- monitoring van storten. Indien uit monitoring blijkt dat waterkwaliteitsdoelstellingen worden overschreden dienen randvoorwaarden te worden bijgesteld. Tevens speelt monitoring een belangrijke rol bij de handhaving (Wvo, Wbb).



Figuur 5 Schematische weergave van het voorstel voor een toetsingskader voor het storten van baggerspecie in open putdepots.

De verschillende stappen van het toetsingskader zullen in de volgende paragrafen worden toegelicht. Hierbij moet worden opgemerkt dat het toetsingskader in eerste instantie bedoeld is als referentiekader voor het MER-traject dat moet worden doorlopen voor het storten van baggerspecie in een open putdepot.

4.5 Beoordeling locatie van open putdepot

In de eerste stap van het toetsingskader vindt een beoordeling plaats van een open putdepot met betrekking tot de geschiktheid voor het storten van baggerspecie. Deze beoordeling wordt uitgevoerd aan de hand van criteria die in belangrijke mate de risico's van het storten van baggerspecie in een open putdepot bepalen. Er zijn in eerste instantie zeven criteria geselecteerd:

- de vormgeving van het open putdepot;
- achtergrondconcentraties in het gebied;
- hydrodynamische condities van het gebied;
- geohydrologie van het gebied;
- (toekomstige) functie van het gebied waarin het open putdepot ligt;
- ecologische doelstellingen van oppervlaktewater ter plaatse van open putdepot;
- beheersbaarheid tijdens en na storten.

Voor een totale beoordeling van de locatie van een open putdepot zullen de afzonderlijke criteria tegen elkaar moeten worden gewogen. Op basis van deze afweging kunnen randvoorwaarden voor een open putdepot worden geformuleerd. Hieronder zullen de beoordelingscriteria kort worden toegelicht. De totaalbeoordeling van een open putdepot zal in een volgende fase aan de hand van een referentieontwerp worden uitgewerkt.

Overigens moet worden opgemerkt dat uit de overall beoordeling van locaties van open putdepots kan blijken dat niet een open putdepot maar een (half) gesloten putdepot de beste optie is voor het storten van baggerspecie.

4.5.1 Vormgeving van open putdepot

Bij de beoordeling van een open putdepot op basis van de vorm zijn de volgende zaken met name van belang:

- de diepte van het depot;
- de oppervlakte van het open putdepot;
- de verhouding oppervlakte/diepte van het depot;
- de taludhelling van het depot;
- de oppervlakte van het depot ten opzichte van de totale oppervlakte van het gebied waarin het open putdepot gelegen is.

De kans op verspreiding van verontreinigingen richting oppervlaktewater en omliggende waterbodem zal groter zijn voor ondiepe putten doordat zaken als contactklap, stratificatie, stroming, windgolven en scheepsbewegingen (zie hoofdstuk 2) een grotere rol spelen.

Bij de oppervlakte van een open putdepot speelt met name de beïnvloeding van de oppervlaktewaterkwaliteit een rol. De beïnvloeding van een watersysteem zal groter zijn naar mate het oppervlak van het open putdepot toeneemt en wanneer het depot een groter deel uitmaakt van het gebied waarin de put is gelegen. Zo zal het storten van baggerspecie in een put in een klein watersysteem zoals bijvoorbeeld een haven als de Amerikahaven in Amsterdam grotere gevolgen hebben voor de kwaliteit van het totale watersysteem dan het storten van baggerspecie in de Flevoputten in het IJsselmeer.

4.5.2 Lokale achtergrondconcentraties in het gebied

Naast de vormgeving van een open putdepot zal de lokale milieuhygiënische kwaliteit (lokale achtergrondconcentraties) van het gebied waarin een

open putdepot is gelegen een belangrijke rol moeten spelen bij de afweziging of het storten in een open putdepot verantwoord is. In principe geldt voor het storten in een open putdepot dat de kwaliteit van het watersysteem (oppervlaktewater en omliggende waterbodem) rond het depot niet significant mag verslechteren op basis van het stand-still beginsel.

Op basis van het uitgangspunt dat de kwaliteit van een gebied door het storten niet significant mag verslechteren kan worden beargumenteerd dat het storten in open putdepots in gebieden met een hoge achtergrondconcentraties (lage milieuhygiënische kwaliteit) de voorkeur verdient boven het storten in open putdepots in gebieden met lage achtergrondconcentraties. Tevens kunnen strengere randvoorwaarden worden geformuleerd voor het storten van baggerspecie in 'schone' gebieden. Dit zal verder worden toegelicht in paragraaf 4.6.

4.5.3 Hydrodynamische condities

De hydrodynamische condities van het gebied waarin een open putdepot ligt spelen een belangrijke rol bij de kansen op verspreiding van baggerspecie tijdens en na het storten van baggerspecie in open putdepots (zie hoofdstuk 2).

Hydrodynamische aspecten die een rol spelen bij de verspreiding van baggerspecie tijdens het storten zijn stroming, windgolven en scheepsbewegingen. Zo zullen in een stromend systeem met grote aantallen scheepsbewegingen, zoals de Rijn en de Waal de kansen op verspreiding van baggerspecie naar de omgeving groter zijn dan in een stilstaand systeem zoals het Lauwersmeer. In een stagnant systeem daarentegen kan, wanneer er sprake is van min of meer continue stortactiviteiten, door oplading de toxiciteit in een systeem toenemen. In een stromend systeem zal steeds verdunning van de verontreinigingen optreden en zijn, afhankelijk van de stroomsnelheid, de kansen van oplading veel kleiner.

De kans op verspreiding van baggerspecie na het storten wordt bepaald door erosie als gevolg van stroming, windgolven en scheepsbewegingen. Erosie van een waterbodem treedt op wanneer de kritische bodemschuifspanning wordt overschreden. Deze kritische schuifspanning hangt af van de korrelgrootteverdeling van het sediment en de mate van consolidatie van de bodem. De kansen op erosie zullen toenemen toe bij een toename van het lutumgehalte en een afname van de consolidatiegraad.

Voor de inschatting van de effecten van de hydrodynamische condities op de verspreidingsmogelijkheden van het sediment zijn een aantal richtlijnen te geven¹:

- op basis van de kritische bodemschuifspanning voor erosie van diverse slibbodems uit de Nederlandse wateren is voor ongeconsolideerde slibbodems een kritische stroomsnelheid van 0,25-0,30 m/s en voor geconsolideerde slibbodems een kritische stroomsnelheid van 0,45 m/s berekend. Een dergelijke kritische stroomsnelheid wordt in een stagnant water met een breedte van 1000 m en een diepte van 3 m onder stormcondities (waardoor windgolven ontstaan) niet bereikt; mogelijk kan bij een combinatie van windgolven en stroming de kritische schuifspanning voor erosie wel worden overschreden;
- indien de kielspeling van een schip groter is dan 4 m is het effect van scheepvaart op erosie (nagenoeg) verdwenen. Dit geldt voor schepen die, met een constant motorvermogen, varen in een ten opzichte van

het schip relatief breed watersysteem; bij een snel variërend motorvermogen of manoeuvreren kunnen bij deze diepte wel turbulentiëwolken ontstaan;

- op basis van ervaring ten aanzien van erosie en uitsleep van slib tijdens verhoogde rivierafvoer is gevonden dat putten tot 5 meter beneden de gemiddelde bodemligging opgevuld kunnen worden. Dit getal is echter niet algemeen geldig. Zo is in het Hollandsch Diep gevonden dat putten tot 0,5 - 1,0 meter opgevuld kunnen worden.

4.5.4 Geohydrologie

Naast verspreiding van verontreinigingen richting het oppervlaktewater kan ook verspreiding van verontreinigingen richting het grondwater optreden. Bij de verspreiding van verontreinigingen richting het watervoerend pakket spelen twee processen een rol :

- advectief transport. Stoffen worden meegevoerd door stromend water als gevolg van consolidatie van de baggerspecie of door een stijghoogteverschil over het depot (kwel/wegzijging);
- diffusief transport. Bij diffusief transport vindt het stoftransport plaats onder invloed van een concentratiegradiënt.

Er wordt voorgesteld om voor open putdepots aan te sluiten bij de richtlijnen die gelden voor gesloten depots zoals IJsseloo (zie ook paragraaf 4.6.2). Bij gesloten depots kan bij een (te) grote infiltratie de infiltratie worden beperkt of worden teniet gedaan door middel van peilbeheersing. Bij open putten kan dit niet. Dit kan, afhankelijk van de lokatie, voor open putten een probleem opleveren.

4.5.5 Functie (toekomstige) van het gebied

De beschermingsnoodzaak en daarmee de acceptatie van het storten van baggerspecie in een open putdepot is afhankelijk van de functie van een gebied. Zo zal het storten van baggerspecie in een open putdepot gelegen in een watergang voor beroepsscheepvaart of in een haven over het algemeen minder problemen opleveren dan het storten van baggerspecie in een open putdepot gelegen in een drinkwaterwingebied. Bij een functietoekenning van zwemwater of oeverrecreatie kan het wenselijk zijn om storten van baggerspecie geheel niet toe te staan.

Er wordt voorgesteld om, conform het voorstel voor gebiedsgericht beleid in de NW4 regeringsbeslissing, de functietoekenning van het waterhuishoudkundig hoofdsysteem aan te houden zoals in de derde Nota waterhuishouding (NW3) is opgenomen. De verschillende (mensgerichte) functies die worden onderscheiden zijn weergegeven in onderstaand kader.

In de meeste gevallen is de functietoekenning voor een watersysteem vastgelegd in provinciale dan wel landelijke beleidsdocumenten. Indien voor (het gebied rondom) een stortlocatie meerdere functies zijn gedefinieerd verdient het de aanbeveling om de functie met het hoogste beschermingsniveau als uitgangspunt te worden genomen.

- Drinkwater
- Water voor karperachtigen
- Water voor schelpdieren
- Water voor zalmachtigen
- Zwemwater
- Oeverrecreatie en sportvisserij
- Recreatievaart
- Beroepsvisserij
- Water voor natuur en landschap
- Regionale watervoorziening
- Koelwater voor energiecentrales
- Beroepsscheepvaart/haven
- Afvoer water, ijs en sediment
- Oppervlakte delfstoffenwinning
- Landbouw op oevers of in uiterwaarden

4.5.6 Ecologische doelstellingen

Naast mensgerichte functies (paragraaf 4.5.5) zijn er tevens ecologische doelstellingen voor waterhuishoudkundige systemen geformuleerd. Op landelijk niveau wordt gestreefd naar diversiteit in de waterhuishoudkundige systemen. Daartoe worden drie niveaus van ecologische kwaliteitsdoelstellingen onderscheiden (zie ook hoofdstuk 3):

- laagste niveau: dit is een voor een bepaald (sub)type oppervlaktewater gedifferentieerd basis beschermingsniveau voor planten en dieren;
- middelste niveau: het niveau waarbij als gevolg van de toelaatbare gebruiksfunctie binnen een gebied de natuurlijke toestand van het systeem in beperkte mate (negatief) beïnvloed wordt;
- hoogste niveau: de natuurlijke, zoveel mogelijk onbeïnvloede toestand van een aquatisch ecosysteem. De normdoelstelling behorende bij dit niveau laat geen beïnvloeding toe met nadelige gevolgen voor het ecosysteem.

In principe zal bij een afweging van verschillende locaties het storten van baggerspecie in gebieden met een laag beschermingsniveau de voorkeur hebben boven het storten van baggerspecie in gebieden met een hoog beschermingsniveau.

4.5.7 Beheersbaarheid tijdens en na storten

Bij de beoordeling van een open putdepot speelt een rol wat de mogelijkheden zijn om de emissie van verontreinigingen richting oppervlaktewater, waterbodan en grondwater te beperken. Deze beheersbaarheid wordt bepaald door de hiervoor besproken criteria. Zo zal het omkaden van een open putdepot of het gebruik van slibschermen alleen mogelijk zijn als de scheepvaart er niet door wordt gehinderd.

Naast de beheersbaarheid tijdens de stortfase zal ook de beheersbaarheid na het storten een rol moeten spelen bij de beoordeling van een open putdepot. Indien na verloop van tijd blijkt (met behulp van een monitoringssysteem, zie paragraaf 4.10) dat de verspreiding van verontreinigingen richting grond- of oppervlaktewater ontoelaatbaar is moet het mogelijk zijn om maatregelen te nemen ter beperking of voorkoming van deze verspreiding. Bij de beoordeling van de beheersbaarheid na de stortfase zal ook moeten worden gekeken naar de mogelijkheden om een open putdepot af te dekken. De afdekkingmogelijkheden zullen afhankelijk zijn van de mate van consolidatie van het gestorte materiaal en de hydrodynamische condities van het gebied (zie paragraaf 4.5.3).

4.5.8 Overall beoordeling

Na de beoordeling van een open put op de zes hierboven beschreven criteria zal een overall beoordeling het open putdepot moeten plaatsvinden waarbij de verschillende criteria zullen moeten worden gewogen. Uit deze beoordeling kan overigens ook blijken dat niet een open putdepot maar een (half) gesloten putdepot de beste optie is voor het storten van baggerspecie.

Als op basis van de overall beoordeling van de locaties is gekozen voor een open putdepot kunnen vervolgens een aantal randvoorwaarden worden opgesteld voor het storten van baggerspecie in een dergelijk depot. Bij het opstellen van deze randvoorwaarden spelen de achtergrondconcentraties in het gebied waarin het open putdepot is gelegen en de herkomst van de baggerspecie (gebiedseigen dan wel gebiedsvreemd) een belangrijke rol. In de volgende paragraaf zullen de verschillende randvoorwaarden worden besproken.

4.6 Randvoorwaarden

In algemene termen komt het er bij het opstellen van randvoorwaarden ten aanzien van het storten van baggerspecie in open putdepots op neer dat risicoreductie wordt nagestreefd en er garanties worden ingebouwd voor de oppervlaktewaterkwaliteit (kader: waterkwaliteitsbeleid, Wvo) en de waterbodembodem- en grondwaterkwaliteit (kader: waterkwaliteitsbeleid en Wet Milieubeheer). Daarnaast kunnen ook andere wettelijke kaders een rol spelen. Voor een toelichting op de diverse beleids- en wettelijke kaders wordt verwezen naar paragraaf 4.3 en bijlage 1.

Doelstellingen bij het opstellen van randvoorwaarden zijn:

- bescherming van het oppervlaktewater en de waterbodembodem;
- bescherming van het grondwater;
- waarborg van het ecosysteem;
- waarborg van de gebruiksfuncties.

Deze algemeen geformuleerde doelstellingen kunnen, deels afhankelijk van de lokale omstandigheden, worden ingevuld en zullen in de nu volgende paragrafen worden besproken.

4.6.1 Bescherming van het oppervlaktewater en de waterbodembodem

In principe geldt voor het storten van baggerspecie in open putdepots dat, op basis van het stand-stillbeginsel, de kwaliteit van het omringende watersysteem (oppervlaktewater en waterbodembodem) als gevolg van het storten niet significant mag verslechteren.

Voorgesteld wordt om hierin voor gebiedseigen specie een soepeler lijn te volgen dan voor gebiedsvreemde specie. Onder **gebiedseigen baggerspecie** wordt specie verstaan die afkomstig is uit hetzelfde watersysteem als waarin het open putdepot gelegen is en die bovendien dezelfde verontreinigingsbronnen kent; onder **gebiedsvreemde baggerspecie** wordt specie verstaan die uit een andere watersysteem afkomstig is en/of andere verontreinigingsbronnen kent.

Vanuit het standstill beginsel kan verantwoord worden dat door het storten van gebiedseigen baggerspecie in een open putdepot de totale vracht aan verontreiniging in het watersysteem zal verminderen omdat de vervuilde specie wordt geconcentreerd op één locatie. Voorgesteld wordt om voor

gebiedseigen baggerspecie een eventuele beïnvloeding van de omgeving van het open putdepot tot boven het omringende achtergrondgehalte te accepteren. Vanuit het principe van risicoreductie geldt wel de eis dat er geen sprake mag zijn van een (toegevoegd) risico voor het omringend watersysteem (zie paragraaf 4.8). Ijkpunt hierbij is het MTR.

Door het storten van gebiedsvreemde specie in een open putdepot wordt het gebied waarin het depot is gelegen belast met een nieuwe vracht aan verontreinigingen, die uit een ander watersysteem afkomstig zijn en/of andere verontreinigingsbronnen kennen. De afweging dat door de baggeroperatie de totale vracht aan verontreiniging op het watersysteem zal verminderen gaat in dit geval dus niet op. Bovendien is het systeem waaruit de baggerspecie afkomstig is door andere bronnen belast dan het systeem waarin de baggerspecie wordt gestort. Er wordt voorgesteld om aan het storten van gebiedsvreemde baggerspecie de voorwaarde te verbinden dat geen verslechtering mag optreden van de kwaliteit van het omringend watersysteem, zowel ten aanzien van concentratieniveaus als ten aanzien van risico's. Ijpunten zijn de achtergrondconcentratie in de omgeving of de streefwaarde.

4.6.2 Bescherming van het grondwater

Bij het storten van baggerspecie in open putdepots is ten aanzien van de (omliggende) bodem en het grondwater de Wet bodembescherming (Wbb) van toepassing. Dit betekent dat moet worden gestreefd naar bescherming van de kwaliteit van bodem en grondwater. In dit kader zijn voor gesloten putdepots richtlijnen ontwikkeld gericht op de bescherming van het grondwater.

Aangezien de verspreiding van verontreinigingen richting het grondwater voor open putdepots niet wezenlijk anders is dan voor gesloten putdepots wordt voorgesteld om voor open putdepots aan te sluiten bij bovengenoemde richtlijnen. In principe zijn alle maatregelen die worden voorgeschreven voor gesloten putdepots, m.u.v. peilbeheersing, ook toepasbaar bij open putdepots.

4.6.3 Minimaliseren van de verspreiding tijdens het storten naar de omgeving

Nagenoeg alle microverontreinigingen in baggerspecie zijn gebonden aan onopgeloste bestanddelen (= zwevende stof). Door randvoorwaarden te stellen aan de verspreiding van onopgeloste bestanddelen buiten een open putdepot zal verspreiding van verontreinigingen richting omliggende waterbodem en oppervlaktewater worden beperkt. In de praktijk is het zeer moeilijk om verhogingen van het zwevende stofgehalte ten opzichte van de achtergrondwaarde betrouwbaar vast te stellen. Voorgesteld wordt om bij het vaststellen of de ingezette maatregelen voldoende verspreiding tegengaan als ijkpunt te nemen dat er geen significante verhoging van het zwevend stofgehalte in het oppervlaktewater mag optreden. De inhoudelijke juistheid en praktische haalbaarheid van dit criterium dient in een volgende fase nader te worden onderzocht.

Voor de macroparameters geldt een ander verhaal dan voor de microverontreinigingen. Zo kunnen ammonium en mogelijk sulfaat in hoge concentraties voorkomen in het poriewater van baggerspecie. Bij het storten zullen deze macroparameters veelal vrijkomen en verspreiden richting het oppervlaktewater. Daarnaast geldt dat nalevering vanuit de gestorte baggerspecie een rol kan spelen. Deze effecten voor ammonium, sulfaat en fosfaat zullen zowel bij het storten van gebiedseigen specie als bij het storten van gebiedsvreemde baggerspecie een rol spelen.

De effecten bovengenoemde factoren voor de kwaliteit van het oppervlaktewater, zoals kansen de op eutrofiëring, zijn op dit moment niet duidelijk en zullen nader moeten worden onderzocht in een vervolgfase van deze studie. Indien blijkt dat een betekenisvolle negatieve beïnvloeding van de oppervlaktewaterkwaliteit door het vrijkomen van ammonium, sulfaat of fosfaat te verwachten is zullen aanvullende randvoorwaarden voor een of meerdere van deze nutriënten moeten worden geformuleerd.

Bij het storten van zoute/brakke baggerspecie in open putdepots in zoetwatersystemen kan chloride een probleem kan vormen. Chloride is, evenals ammonium, goed oplosbaar en komt voornamelijk voor in het poriewater. Bij het storten zal chloride verspreiden richting het oppervlaktewater en grondwater. De effecten van chloride zullen in de vervolgfase van deze studie worden bekeken.

Tot slot moet worden opgemerkt dat behalve eisen en maatregelen ten aanzien van het minimaliseren van de verspreiding ook de mogelijkheid bestaat dat in de Wvovergunning wordt opgenomen dat er geen verspreiding van zwevende stof naar de omgeving mag optreden.

4.6.4 Waarborg van het ecosysteem

Op basis van ecologische doelstellingen voor waterhuishoudkundige systemen (zie paragraaf 4.5.6) worden voor oppervlaktewater en sediment in een watersysteem risicogrenzen en kwaliteitscriteria vastgesteld. Voor de microverontreinigingen wordt voorgesteld om, conform de beleidsintenties in NMP3 en de NW4, bij het vaststellen van deze criteria niet uit te gaan van de huidige klasseindeling maar van een stofspecifieke risicobenadering op basis van MTR- en ER-niveaus (zie paragraaf 3.3 en 3.5).

In paragraaf 4.6.1 is reeds aangegeven dat in eerste instantie de huidige of gewenste lokale achtergrondconcentraties als uitgangspunt zullen dienen bij het vaststellen van de toelaatbaarheid van het storten van baggerspecie. Daarnaast wordt onderscheidt gemaakt tussen gebiedseigen en gebiedsvreemde baggerspecie. Voor de geformuleerde randvoorwaarden voor het watersysteem wordt verwezen naar paragraaf 4.6.1.

Voor de macroparameters wordt voorgesteld om aan te sluiten bij de ecologische normdoelstellingen zoals geformuleerd in het CUWVO-rapport "Ecologische normdoelstellingen voor Nederlandse oppervlaktewateren" (1988) waarbij wordt uitgegaan van drie ecologische niveaus (zie paragraaf 4.5.6). Voor verschillende typen watersystemen zijn uitwerkingen van deze niveaus beschikbaar (zie paragraaf 3.4). Voor de relevante macroparameters totaal-fosfaat, totaal-stikstof, chloride, sulfaat, zuurstofgehalte en doorzicht zijn MTR-waarden opgenomen in NW4. Deze waarden gelden als 'bovengrenzen' voor het laagste ecologische niveau.

4.6.5 Waarborg gebruiksfuncties

Het zal in enkele gevallen noodzakelijk zijn om het normale gebruik van de locatie van het open putdepot te waarborgen. Hierbij kan worden gedacht aan een watersysteem voor beroepsscheepvaart of een haven. In deze gevallen is het vaak niet mogelijk om deze gebruiksfunctie voor langere tijd (de periode van storten zal vaak meer dan 10 jaar bedragen) op te schorten.

Voor de functies drinkwater, zwemwater, water voor karperachtigen, water voor zalmachtigen en water voor schelpdieren gelden waterkwaliteitsdoelstellingen bij Algemene maatregel van bestuur krachtens de artikelen 13 en 15 van de Wvo. Hierin zijn tevens termijnen die moeten worden nagestreefd om de gestelde doelstellingen te halen en de voorschriften voor toetsing opgenomen. De geldende doelstellingen en termijnen dienen te worden meegenomen bij de beoordeling van een open putdepot.

4.7 Emmissiebeperkende maatregelen

Uitgangspunt bij de keuze van emissiebeperkende maatregelen zijn zowel het waterkwaliteitsbeleid als het bodembeschermingsbeleid. Het waterkwaliteitsbeleid is van toepassing op emissies richting het oppervlaktewater. Het bodembeschermingsbeleid is van belang met het oog op de verspreiding van baggerspecie richting de omliggende waterbodem en grondwater.

Waterkwaliteitsbeleid

Hoofduitgangspunt van het waterkwaliteitsbeleid voor vrijwel alle verontreinigingen is de emissieaanpak. Deze aanpak houdt in dat onafhankelijk van de te bereiken waterkwaliteitsdoelstellingen een inspanning moet worden geleverd om verontreiniging van het oppervlaktewater te voorkomen. Voor zwarte-lijststoffen, dit zijn stoffen die dermate schadelijk zijn voor het milieu dat de verontreiniging door deze stoffen in beginsel moet worden beëindigd/voorkomen, bestaat deze inspanning uit toepassing van best bestaande technieken (BBT). Voor de overige stoffen waarvoor de emissieaanpak geldt, dit zijn de stoffen die qua eigenschappen relatief schadelijk zijn en zich kenmerken door persistentie en/of toxiciteit, bestaat de emissieaanpak uit toepassing van best uitvoerbare technieken (BUT).

Onder de **best uitvoerbare technieken** wordt in het IMP-Water en de regeringsbeslissing NW4 verstaan: 'die technieken waarmee, rekening houdend met economische aspecten, dat wil zeggen uit kosten oogpunt aanvaardbaar te achten voor een normaal renderend bedrijf, de grootste reductie in de verontreiniging wordt verkregen.

Onder de **beste bestaande technieken** wordt in het IMP-Water en de regeringsbeslissing NW4 verstaan: 'die technieken, waarmee tegen hogere kosten een nog grotere reductie van de verontreiniging wordt verkregen en die in de praktijk kunnen worden toegepast'. Uit jurisprudentie blijkt echter dat het niet de bedoeling is dat de financiële en bedrijfseconomische aspecten bij toepassing van de beste bestaande technieken in het geheel geen rol zouden mogen spelen.

Bodembeschermingsbeleid

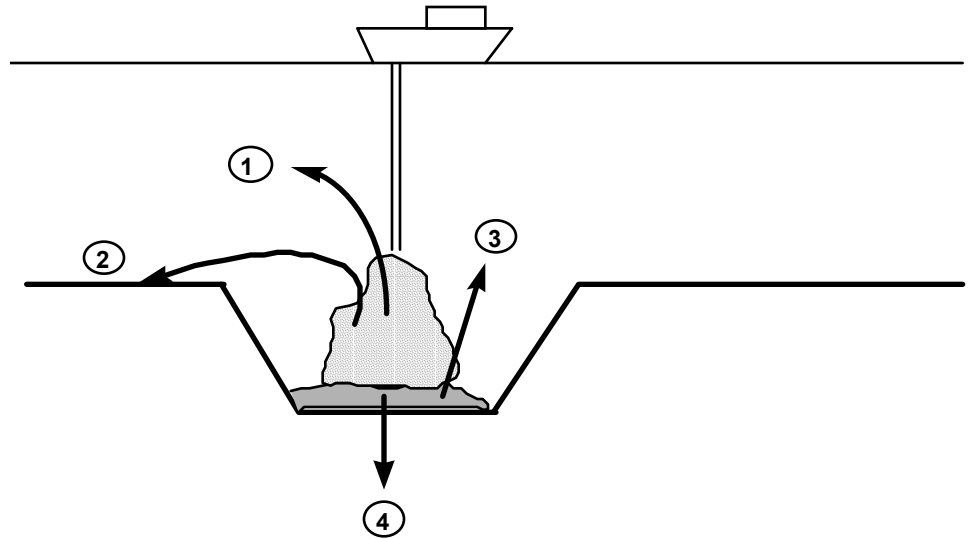
Ten aanzien van het bodembeschermingsbeleid geldt dat moet worden gestreefd naar bescherming van de kwaliteit van bodem en grondwater. Feitelijk komt dit neer dat wordt uitgegaan van het ALARA-principe, wat inhoudt dat emissies zo goed mogelijk dienen te worden beperkt door middel van maatregelen die redelijkerwijs kunnen worden geveerd.

Maatregelen

De maatregelen die kunnen worden genomen zijn afhankelijk van de verspreidingsprocessen die optreden. In principe zijn er 4 verspreidingsproces-

sen te onderscheiden die zowel tijdens als na het storten van baggerspecie een rol spelen (zie figuur 4.3):

1. verspreiding van zwevende stof en opgeloste verontreinigingen naar oppervlaktewater;
2. verspreiding van zwevende stof naar de (omliggende) waterbodem;
3. emissie van poriewater/consolidatiewater richting het oppervlaktewater (diffusief en advectief transport);
4. verspreiding van poriewater/consolidatiewater richting het grondwater (diffusief en advectief transport).



Figuur 6 Schematische weergave van verspreidingsprocessen tijdens en na het storten van baggerspecie in een open putdepot.

De verspreiding van poriewater richting het grondwater is reeds besproken in paragraaf 4.6.2 en zal hier niet verder worden toegelicht. Voor de overige drie verspreidingsprocessen volgt hieronder een lijst van maatregelen die kunnen worden genomen om de verschillende verspreidingsprocessen te beperken. Tussen haakjes staat aangegeven welke verspreidingsprocessen worden beperkt door de maatregelen. Voor een uitgebreide toelichting op deze maatregelen wordt verwezen naar hoofdstuk 2 maar vooral naar de kennisinventarisatie die in het kader van deze studie is verschenen.

Te nemen maatregelen:

- stortmethode: dichtheid, boven/onder wateroppervlak, met/zonder diffusor (1, 2);
- niet storten bij harde wind en hoge afvoeren of plaats van storten aanpassen (1,2)
- het omkaden van de stortlocatie (1,2);
- aanleg stroomverdelende terp en/of stroomgeleidende kaden (1,2);
- slibschermen (1,2);
- compartimentering. Dit houdt in dat de meest verontreinigde specie in minder vervuilde specie wordt geborgen. Deze minder vervuilde specie werkt als diffusieremmende laag. In praktijk blijkt compartimentering moeilijk te verwezenlijken (1, 2);
- niet volledig vullen van open putdepot (1,2);
- afdekking van de put (3).

De maatregelen die kunnen worden toegepast in het kader van waterkwaliteitsbeleid (BUT/BBT) en bodembeschermingsbeleid (ALARA) zullen afhankelijk zijn van de dimensies van de stortlocatie, het watersysteem en de lokale hydrodynamische condities. Daarnaast spelen de kosten een rol. In vervolgfase van dit onderzoek zal, op basis van een afweging van de effecten en kosten van maatregelen, moeten worden gekeken naar aanbevelingen m.b.t. de invulling van BUT/BBT en ALARA.

4.8 Toetsing

4.8.1 Uitgangspunten voor toetsing

Door het formuleren van randvoorwaarden en emissiebeperkende maatregelen kan de emissie van verontreinigingen richting waterbodembodem, grond- en oppervlaktewater in belangrijke mate worden beperkt. Toch zal er altijd sprake zijn van enige mate van verspreiding. Zoals eerder aangegeven (paragraaf 4.6.3) geldt als ijkpunt om vast te stellen of de ingezette maatregelen voldoende verspreiding tegengaan, dat er geen significante verhoging van het zwevende stofgehalte in het oppervlaktewater mag optreden. Wanneer dit ijkpunt wordt overschreden, is een verdere toetsing van de optredende verspreiding nodig. De verspreiding wordt getoetst aan de normen voor watersystemen uit het waterkwaliteitsbeleid.

Aan de criteria vooraan deze restlozingen moeten worden getoetst is in paragraaf 4.6.1, voor wat betreft het omringend watersysteem, invulling gegeven. Aanvullend hierop wordt voorgesteld om voor de direct beïnvloede zone (zie figuur 4.1) een overschrijding van deze criteria toe te staan en voor microverontreinigingen uit te gaan van het ER niveau als bovengrens. Deze toegestane overschrijding is vanzelfsprekend enkel van toepassing op de stortactiviteit als zodanig.

Bij gebiedsvreemde specie zal voor het omringend watersysteem worden getoetst aan de achtergrondconcentraties of de streefwaarde. Voor de direct beïnvloede zone zal worden getoetst aan het ER niveau. Bij gebiedseigen specie vindt in eerste instantie een toetsing plaats aan de achtergrondconcentraties. Indien de concentraties in de te storten bagger lager zijn dan het lokale achtergrondniveau, dan is voor de microverontreinigingen geen verdere toetsing nodig (storten is acceptabel). Indien de concentraties hoger zijn dan het lokale achtergrondniveau, dan vindt een toetsing plaats op basis van de risico's. Hierbij moet worden getoetst aan de generieke risicogrenzen (ijkpunten: MTR voor omringend watersysteem en ER voor direct beïnvloede zone) en/of er wordt aangetoond dat er geen sprake is van (toegevoegde) negatieve effecten in het omringende watersysteem als gevolg van de stortactiviteiten, bij voorkeur op basis van praktijkmetingen in de lokale situatie (methoden: zie paragraaf 3.5).

Tevens zal moeten worden gekeken naar de effecten van fosfaat, ammonium, sulfaat en, voor zoute baggerspecie, chloride en de toetsing daarvan. Hieraan zal in fase 2 van deze studie specifiek aandacht worden besteed.

Voor grondwater wordt voorgesteld om aan te sluiten bij de richtlijnen zoals deze zijn geformuleerd voor gesloten depots (zie ook paragraaf 4.6.2)

4.8.2 Uitvoering toetsing

De toetsing zal voorafgaand aan de stortfase moeten plaatsvinden. Omdat de toetsing betrekking heeft op de situatie na storten en verspreiding, moet voor de toetsing een vertaalslag plaatsvinden in de vorm van een schatting of simulatie (zie paragraaf 3.5). Een verdere uitwerking zal deels in fase 2 van deze studie plaatsvinden. Het betreft echter ontwikkelingen die ook in een breder kader plaatsvinden zoals de ontwikkeling van bio-assay methodieken en richtlijnen. De uitwerking valt daarom voor een deel buiten het bestek van deze studie.

4.9 Aanvullende maatregelen

Indien uit de toetsing van de restlozing blijkt dat de emissie van verontreinigingen naar omliggende bodem, het oppervlaktewater of het grondwater onacceptabel is (overschrijding van criteria genoemd in paragraaf 4.6) zullen extra emissiebeperkende maatregelen (paragraaf 4.7) moeten worden genomen. In die gevallen waarin blijkt dat ook door het nemen van extra emissiebeperkende maatregelen niet kan worden voldaan aan de kwaliteitseisen voor het watersysteem kan worden overwogen om bij de randvoorwaarden eisen te stellen aan de kwaliteit van de te storten baggerspecie. In het deelrapport 2 wordt een eerste aanzet voor de vertaling van risicogrenzen naar eisen aan de kwaliteit van de te storten baggerspecie. Dit zal in de volgende fase van dit onderzoek verder worden uitgewerkt. Ook hier betreft het echter ontwikkelingen in een breder kader en de uitwerking valt daarom voor een deel buiten het bestek van deze studie.

4.10 Monitoring

Tijdens het storten van baggerspecie in open putdepots zal, in het kader van de handhaving, monitoring van de verspreiding van baggerspecie richting de omliggende waterbodem, grondwater en oppervlaktewater moeten plaatsvinden. Deze monitoring zal zich voor water en waterbodem primair richten op de in paragraaf 4.8.1. genoemde normen en effectmetingen.

Indien uit de monitoring blijkt dat de gestelde randvoorwaarden worden overschreden zal moeten worden gestopt met het storten in het open putdepot. Er zijn in dat geval twee mogelijkheden: inzetten van aanvullende emissiebeperkende maatregelen waardoor alsnog kan worden voldaan aan de gestelde randvoorwaarden; aanscherpen van de randvoorwaarden, bijvoorbeeld door eisen te stellen aan de te storten baggerspecie (zie paragraaf 4.9)

Ook na afloop van de stortfase en het afdekken van het open putdepot met (relatief) schoon materiaal zal monitoring blijven plaatsvinden. De criteria en monitoring na de stortfase en het afdekken van het open putdepot worden in deze notitie niet besproken.

4.11 Samenvatting en conclusies

In dit hoofdstuk is een eerste aanzet gegeven voor een toetsingskader voor het storten van baggerspecie in open putdepots. Uitgangspunt bij het op-

stellen van dit toetsingskader is steeds geweest dat storten in principe mogelijk is, tenzij de emissies van verontreinigingen richting oppervlaktewater, (omliggende) waterbodem en het grondwater onacceptabel zijn. Hierbij is gekeken naar de richtlijnen voor de oppervlaktewaterkwaliteit (Wvo) en de waterbodem- en grondwaterkwaliteit (Wbb).

Het toetsingskader is opgebouwd uit 6 stappen. In de eerste stap vindt een beoordeling van een open putdepot plaats op basis van de eigenschappen van het depot (vormgeving, beheersbaarheid) en het gebied waarin het depot is gelegen (lokale achtergrondconcentraties, geohydrologie, hydrodynamische condities, functies, ecologische doelstellingen).

Indien uit de beoordeling blijkt dat een open putdepot in principe geschikt is voor het storten van baggerspecie kunnen randvoorwaarden worden geformuleerd ten aanzien van het storten. Bij de formulering van deze randvoorwaarden wordt onderscheidt gemaakt tussen het storten van gebiedseigen baggerspecie en het storten van gebiedsvreemde baggerspecie.

De randvoorwaarden zijn gebaseerd op een vijftal doelstellingen. Daarnaast wordt voor het storten van gebiedsvreemde baggerspecie een bovengrens gehanteerd voor de kwaliteit van baggerspecie die in een open putdepot mag worden gestort.. Onderstaande tabel geeft een overzicht van de randvoorwaarden.

doelstellingen	randvoorwaarden
1. bescherming van oppervlaktewater en de waterbodem	<p>Stand-still-beginsel, waarbij onderscheid wordt gemaakt tussen gebiedseigen en gebiedsvreemde baggerspecie:</p> <p>gebiedseigen baggerspecie</p> <ul style="list-style-type: none"> • concentraties in baggerspecie lager dan lokale achtergrond dan storten toegestaan; • concentraties in baggerspecie hoger dan lokale achtergrond dan storten alleen toegestaan indien er geen toename van risico's plaats vindt. Ijkpunt is het MTR <p>gebiedsvreemde baggerspecie</p> <p>storten alleen toegestaan indien er geen verslechtering van de kwaliteit (concentratie en risico) van het watersysteem optreedt. Ijkpunt zijn lokale achtergrondconcentraties of streefwaarde</p>
2. bescherming van het grondwater	Aansluiten bij richtlijnen voor gesloten depots
3. minimaliseren van de verspreiding	<ul style="list-style-type: none"> • eis aan verhoging van zwevende stofgehalte • eventueel aanvullende eisen macroparameters (ammonium, fosfaat, sulfaat, chloride)
4. waarborg van het ecosysteem	<p>microverontreinigingen</p> <p>aansluiten bij richtlijnen voor bescherming van oppervlaktewater en waterbodem (zie doelstelling 1)</p> <p>macroparameters</p> <p>ecologische normdoelstellingen</p>
5. waarborg van de gebruiksfuncties	<ul style="list-style-type: none"> • waarborg normale gebruik locatie indien noodzakelijk; • waterkwaliteitsdoelstellingen voor drinkwater, zwembadwater, water voor karperachtigen, water voor zalmachtigen en water voor schelpdieren

De derde stap in het toetsingskader is het vaststellen van emissiebeperkende maatregelen. Uitgangspunt hierbij zijn het waterkwaliteitsbeleid en het bodembeschermingsbeleid. Ten aanzien van het waterkwaliteitsbeleid betekent dit dat een inspanning moet worden geleverd om de verontreiniging van het oppervlaktewater te voorkomen door toepassing van BUT of BBT (bijlage 1). Het bodembeschermingsbeleid gaat uit van de bescherming van de kwaliteit van bodem en grondwater op basis van het ALARA-beginsel.

Door het formuleren van randvoorwaarden en emissiebeperkende maatregelen kan de emissie van verontreinigingen in belangrijke mate worden beperkt. Toch zal er altijd sprake zijn van enige verspreiding. Deze verspreiding moet worden beoordeeld in het kader van de Wvo (oppervlaktewater) en Wbb (grondwater en waterbodem), de zogenaamde toetsing (vierde stap toetsingskader). Dit gebeurt in eerste instantie aan de hand van modelmatige berekeningen. De uitkomsten kunnen worden gecontroleerd door middel van monitoring van de praktijksituatie.

Als ijkpunt voor verspreiding geldt dat er geen significante verhoging van het zwevende stofgehalte in het oppervlaktewater mag optreden. Wordt niet voldaan aan dit criterium dan moet de verspreiding worden getoetst aan de overige randvoorwaarden. Hierbij wordt onderscheidt gemaakt tussen gebiedseigen en gebiedsvreemde baggerspecie. Bij gebiedseigen specie vindt in eerste instantie toetsing plaats aan de achtergrondconcentraties. Zij de concentraties in de specie lager dan het lokale achtergrondniveau, dan is geen verdere toetsing nodig (storten is acceptabel). Zij de concentraties in de specie hoger dan het lokale achtergrondniveau, dan vindt toetsing plaats aan de generieke risicogrenzen. Bij gebiedsvreemde specie zal voor het omringend watersysteem worden getoetst aan de achtergrondconcentraties of de streefwaarde. Voor de direct beïnvloede zone zal worden getoetst aan het ER niveau.

In de tweede fase zal nader moeten worden gekeken naar de toetsing van de effecten van fosfaat, ammonium, sulfaat en chloride (zoute baggerspecie).

De kwaliteit van de waterbodem moet voldoen aan het MTR-sed. Voor gebiedseigen specie kunnen, op basis van het standstill beginsel, eventueel andere normen worden geformuleerd. Voor grondwater is voorgesteld om aan te sluiten bij de richtlijnen zoals deze zijn geformuleerd voor gesloten depots.

Indien uit de toetsing van de restlozing blijkt dat de emissie van verontreinigingen onacceptabel is (overschrijding waterkwaliteitsdoelstellingen en/of overschrijding doelstellingen bodembeschermingsbeleid) zullen extra emissiebeperkende maatregelen moeten worden genomen (vijfde stap toetsingskader). Wanneer blijkt dat ook door het nemen van extra emissiebeperkende maatregelen niet kan worden voldaan aan deze doelstellingen kan worden overwogen om bij de randvoorwaarden eisen te stellen aan de kwaliteit van de te storten baggerspecie.

De zesde en laatste stap van het toetsingskader bestaat uit monitoring van de verspreiding van verontreinigingen. Indien uit monitoring blijkt dat de gestelde randvoorwaarden worden overschreden zullen aanvullende emissiebeperkende maatregelen moeten worden ingezet of zal een aanscherping van de randvoorwaarden moeten plaatsvinden, bijvoorbeeld door eisen te stellen aan de kwaliteit van de te storten baggerspecie.

5 Aanbevelingen voor de tweede fase

.....
.....

Op basis van de resultaten van de eerste fase van de studie naar het storten van baggerspecie in open putdepots en overleg met de klankbordgroep voor deze studie zijn een aantal aanbevelingen voor de volgende onderzoeksfase geformuleerd.

- 1) Het opstellen van aanbevelingen met betrekking tot de toepassing van best uitvoerbare en best bestaande techniek voor het storten van verontreinigde specie. De volgende zaken zijn hierbij belangrijk:
 - relatie met wijze van baggeren
 - relatie met wijze van transport
 - emissie van restverontreinigingen
 - relatie met fysische en chemische samenstelling baggerspecie
 - aangeven van mate van keuzevrijheidAls laatste maar zeker niet het onbelangrijke kan worden opgemerkt dat het in kaart brengen van de totale keten van baggeren, transport en storten aandacht verdient.
- 2) Het nader in kaart brengen van de risico's van verspreiding van verontreinigingen in de omgeving van de put. Hierbij zijn een aantal aspecten belangrijk
 - relatie met toegepaste storttechniek (zie ook aanbeveling 1.)
 - verspreiding van opgeloste microverontreinigingen tijdens de stortfase en consolidatiefase
 - verspreiding van opgeloste macroverontreinigingen zoals met name stikstof en fosfaat en de bijbehorende effecten op het ecosysteem
 - het toetsen van de risico's van onopgeloste verontreinigingen voor het waterleven in het oppervlaktewater alsmede in en op de bodem.
- 3) Het doorlopen van het toetsingskader teneinde meer inzicht te krijgen in de praktische bruikbaarheid van het toetsingskader en aan te kunnen geven hoe een en ander in de praktijk zal uitwerken. Heit is wellicht mogelijk dit te doen door middel van het opstellen van een referentieontwerp. Hieraan kan invulling gegeven worden door aan te sluiten bij project MER Hollands Diep/Haringvliet Oost en andere lopende relevante projecten.
- 4) Het opstellen van een model monitoringsplan om:
 - het hanteren van de randvoorwaarden te controleren;
 - de handhaving en controle verder te kunnen invullen.

- Beleidsstandpunt verwijdering Baggerspecie (1993) Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke ordening en Milieuhygiëne. Tweede Kamer, vergaderjaar 1993-1994. Kamerstukken 23 450.
- Cornelissen, G. (1999). Mechanism and consequences of slow desorption of organic compounds from sediments. Academisch proefschrift. Universiteit van Amsterdam/ RIZA.
- CIW; Handboek Wvo-vergunningverlening; mei 1999.
- Den Besten, P.J. (1997). Biotisch effectenonderzoek Hollandsch Diep en Dordtsche Biesbosch. Nader onderzoek waterbodemkwaliteit. RIZA rapportnr. 97.098.
- Het storten van baggerspecie in open putten. Deelrapport1: Kennisinventarisatie (1998) Waterbodems Advies en Uitvoering (WAU).
- Het storten van baggerspecie in open putdepots. Deelrapport 2: Concentratiegrenzen voor baggerspecie op basis van effecten op het aquatische ecosysteem (1999) Waterbodems Advies en Uitvoering (WAU).
- (MAD) Dief Meerjaren Programma Water 1985-1989 (1985) Ministerie van Verkeer en Waterstaat en van Volkshuisvesting, Ruimtelijke ordening en Milieubeheer. Tweede kamer, vergaderjaar 1984-1985. Kamerstukken 19 153, nrs 1-2.
- Nationaal Milieubeleidsplan 3 (1998) Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke ordening en Milieuhygiëne.
- Ontwerpaspecten speciedepots, deelnota isolatie-onderzoek van speciedepots (1998) Werkgroep Referentie Ontwerp: projectgroep speciedepots.
- Richtlijnen voor baggerspeciedepots met betrekking tot bescherming van grondwater (1999) Waterbodems Advies en Uitvoering (WAU) notitie 849, WAU.EDC-3-99008.
- RIZA/RIKZ (in prep.) Omgaan met bioassays. Achtergronddocument.
- Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (1997). Ecotoxicologische risicobeoordeling van verontreinigde waterbodems. STOWA rapportnr. 97/42. RIZA rapportnr. 97.085.
- Stronkhorst et al (1997). Baggerspecie, meer of minder schadelijk. Kwaliteitsbeoordeling met bioassays. FWVO nota 97.04. RIZA/RIKZ.
- Tweede Kamer (1989). Notitie "Omgaan met Risico's". Nr. 21 137, nr. 5.
- Vierde Nota Waterhuishouding Regeringsbeslissing, (1998) Ministerie van Verkeer en Waterstaat.
- Vink J.P.M. et al (1999); in prep; Naar een nieuwe beoordeling van zware metalen in sediment; AKWA/RIZA rapport.

De tekst in deze bijlage is (verkort) overgenomen uit: CIW; Handboek Wvo-vergunningverlening, mei 1999.

In de vierde Nota waterhuishouding (NW4) wordt voor de uitgangspunten van het emissiebeleid voor water verwezen naar het Indicatief Meerjarenprogramma Water 1985 -1989 (IMP-Water). De leidende principes van het emissiebeleid: vermindering van de verontreiniging, het stand-still-beginsel, en het principe 'de vervuiler betaalt' worden in NW4 ook voor de langere termijn van groot belang geacht. Conform NW4 gelden de uitgangspunten voor alle bronnen (diffuus, industrieel, en communaal). Voor een beschrijving van deze uitgangspunten wordt in NW4 naar dit handboek verwezen. Daarom wordt in deze herziene versie uitvoerig ingegaan op de achtergronden van het beleid en de ontwikkelingen daarin.

Het eerste hoofduitgangspunt van beleid 'vermindering van de verontreiniging' houdt in dat verontreiniging - ongeacht de stofsoort - zoveel mogelijk wordt beperkt ('voorzorgprincipe'). De invulling van dit beleidsuitgangspunt blijft in NW4 in grote lijnen hetzelfde, maar tegelijkertijd zijn in deze nieuwe nota ook een aantal accenten (hieronder *cursief* weergegeven) gelegd:

- meer aandacht voor de ketenbenadering, vertaald in een getrapte benadering: preventie, hergebruik en verwijdering: *'In de aanpak van emissies staat de ketenbenadering van materiaal tot en met product en afval centraal. Het gebruik van milieuvriendelijke producten, schone technologie en het sluiten van stofkringlopen vormen belangrijke elementen in die benadering.'*
- implementatie van Esbjerg/OSPAR-afspraken: *'De lozing van gevaarlijke (giftige, persistente en bioaccumulerende) stoffen is in het jaar 2020 beëindigd (Esbjerg, 1995).'*
- meer aandacht voor de integrale milieuafweging: *'Bij de afweging van maatregelen ter beperking van de emissies naar water wordt gekeken naar het rendement op langere termijn, de effecten op andere milieucompartimenten dan water en de effecten op het duurzame gebruik van grondstoffen.'*
- meer aandacht voor prioritering: *'Prioriteit wordt op basis van risicobeoordeling gegeven aan de beperking van de emissies van stoffen waarvan de overschrijding van het MTR en de effecten het grootst zijn. Aanvullende eisen en verdere prioritering om op termijn de streefwaarde te halen, vindt gebiedsgericht per watersysteem plaats, afgestemd op de functies van de watersystemen.'*

Deze accenten uit NW4 zijn verwerkt in bijgevoegd figuur, waarin de hoofdlijnen van het emissiebeleid voor water schematisch zijn weergegeven. Voor wat betreft het uitgangspunt 'vermindering van de verontreiniging' is in dit figuur onderscheid gemaakt tussen de algemene stappen (A1 t/m A3) die in de lijn van de ketenbenadering achtereenvolgens moeten worden genomen om emissies aan te pakken en de stofs specifieke aanpak (B1 respectievelijk B2a/b). Voor nieuwe lozingen of bij toename van be-

staande lozingen vindt op grond van het tweede hoofduitgangspunt van beleid nog een toetsing aan het stand-still-beginsel plaats (onderdeel C). Naast genoemde accenten zijn in NW4 nog een aantal andere ontwikkelingen aangegeven die nu nog niet zodanig zijn uitgewerkt/verankerd dat zij in het schema zijn opgenomen. In paragraaf 4.2 wordt nader op deze ontwikkelingen ingegaan.

Schematische weergave
van de hoofdlijnen van het emissie-
beleid voor water

VERMINDERING VAN DE VERONTREINIGING				
A algemene aanpak emissies (ketenbenadering):				
<i>stap 1</i>	<i>preventie:</i> (voorkomen van verontreiniging)	bronaanpak gericht op: <ul style="list-style-type: none"> ◆ grondstof-, hulpstof- en productkeuze ◆ toepassing van schone technologie in het productieproces, de bedrijfsvoering of de gebruiksfase ◆ nieuw(e) productieproces of bedrijfsvoering ◆ toepassing van procesgeïntegreerde oplossingen 		
<i>stap 2</i>	<i>hergebruik:</i> (hergebruik van water en stoffen waar mogelijk)	<ul style="list-style-type: none"> ◆ kringloopsluiting (hergebruik binnen het productieproces / de bedrijfsvoering) ◆ hergebruik buiten het productieproces / de bedrijfsvoering ◆ opwerking t.b.v. mogelijk hergebruik 		
<i>stap 3</i>	<i>verwijderen:</i> (‘end-of-pipe’)	afvalwaterbehandeling, zuivering		
B stofs specifieke aanpak emissies:				
1	<i>implementatie ‘Esbjerg’/OSPAR:</i>	streven naar beëindiging van de emissies uiterlijk in 2020 ^{*)}		
		<i>ZWARTE-LIJSTSTOFFEN</i>	<i>OVERIGE VERONTREINIGINGEN</i>	
		organohalogeenvbindingen, kwik, cadmium, etc.	zware metalen, zuurstofbindende stoffen, P, N, etc.	sulfaat, chloride, warmte
2	<i>sanering op basis van:</i>	emissieaanpak	emissieaanpak	waterkwaliteitsaanpak
2a	<i>primair inspanningsbeginsel:</i>	beste bestaande technieken ^{**)}	best uitvoerbare technieken ^{**)}	toelaatbaarheid van lozingen en te nemen maatregelen afhankelijk van de nagestreefde milieukwaliteitsnormen ^{****)}
2b	<i>verdere eisen op grond van (=immissietoets):</i>	MTR ^{***)} of andere van toepassing zijnde milieukwaliteitsnormen ^{****)}	MTR ^{***)} of andere van toepassing zijnde milieukwaliteitsnormen ^{****)}	
STAND-STILL-BEGINSEL				
C	bij nieuwe lozingen of toename van bestaande lozingen:	emissies in een beheersgebied mogen niet toenemen	de waterkwaliteit mag niet significant verslechteren	de waterkwaliteit mag niet significant verslechteren

i
n
t
e
g
r
a
l
e
r
a
f
w
e
s
i
n
g

^{*)} Geldt in ieder geval voor 15 in OSPAR-kader aangewezen prioritaire stoffen/stofgroepen, te weten:
dioxines en furanen, PCB's, PAK, PCP, chloorparaffines
met korte ketens, linaan en isomeren, kwik, cadmium,
lood, organotin-verbindingen, nonylfenol ethoxylaten,
musk xyleen, gebromeerde vlamvertragers en bepaalde ftalaten.

^{**) Gelet op de lage concentraties (goeddeels < MTR) in het mariene milieu gelden daar de streefwaarden in plaats van de MTR's als inspanningsverplichting (RISMARE-notitie, 1996).}

^{****)} Bij indirecte lozingen vanuit amvb-inrichtingen (zie hoofdstuk III, paragraaf 1.3.1) omvat de immissietoets c.q. de waterkwaliteitsaanpak - naast de bescherming van het ont-
vangende oppervlaktewater - ook de bescherming van de

In de volgende paragrafen zullen de in dit schema opgenomen beleidsuitgangspunten nader worden toegelicht.

Vermindering van de verontreiniging

Algemene aanpak van emissies: ketenbenadering

Het hoofduitgangspunt van beleid 'vermindering van de verontreiniging' dient in eerste instantie gestalte te krijgen door prioriteit te geven aan de ketenbenadering. In de emissieaanpak binnen het milieubeleid als geheel komt de ketenbenadering steeds meer centraal te staan. Daarbij wordt een product van grondstof tot afvalstadium beoordeeld. De verschillende stadia van het productieproces worden in samenhang bekeken. Op basis van het totaaloverzicht kunnen maatregelen worden gekoppeld aan die onderdelen waar ze, met inachtneming van de kosten, de meeste milieuwinst opleveren. In het kader van de ketenbenadering moeten ook de emissies naar water worden beperkt. Verder dient in de hele keten naar mogelijkheden te worden gezocht om de emissies terug te dringen. Dit omvat ook de gebruiksfase, die veelal tot diffuse verontreiniging leidt. Voor het emissiebeleid voor water kan dit in de volgende getrapte aanpak worden vertaald: preventie, hergebruik en verwerking. Brongerichte maatregelen hebben hierbij dus de voorkeur boven zuiveringstechnische ('end-of-pipe') maatregelen. Op deze manier kan een lozing worden voorkomen, dan wel beperkt of beëindigd. Nageschakelde technieken worden pas in laatste instantie toegepast. In NW4 wordt de ketenbenadering als een belangrijk instrument gezien om de Esbjergdoelstelling te realiseren.

Dit alles betekent dat de waterbeheerder bij de afweging van maatregelen ter beperking van de emissies moet kijken naar het rendement op langere termijn, de effecten op andere milieuc compartimenten dan water en de effecten op het duurzame gebruik van grondstoffen. In concrete gevallen kan dit betekenen dat wordt afgezien van kortetermijnsaneringen ten gunste van meer duurzame langetermijnoplossingen.

Stofspecifieke aanpak: emissieaanpak algemeen

BUT/BBT

Bij 'vermindering van de verontreiniging' als eerste hoofduitgangspunt van beleid staat voor vrijwel alle verontreinigingen de emissieaanpak voorop. Afhankelijk van de aard en schadelijkheid van de stoffen wordt, nog los gezien van de effecten van de emissies, toepassing van de best uitvoerbare en beste bestaande technieken als inspanningsbeginsel gehanteerd. De emissieaanpak wordt dus niet alleen gevolgd voor stoffen die voorkomen op lijst I van EU-richtlijn 76/464/EEG of de in het IMP-Water opgenomen lijst van 132 stoffen die door Nederland als 'zwart' wordt beschouwd, maar ook voor de meeste van de 'overige stoffen'. De emissieaanpak houdt in dat onafhankelijk van de te bereiken milieukwaliteitsnormen een inspanning moet worden geleverd om verontreiniging van het oppervlaktewater te voorkomen. Voor zwarte-lijststoffen bestaat de emissieaanpak uit toepassing van de beste bestaande technieken (BBT); voor de overige stoffen waarvoor de emissieaanpak geldt, is een saneringsinspanning vereist volgens de best uitvoerbare technieken (BUT).

Onder de **best uitvoerbare technieken** wordt verstaan: *'die technieken waarmee, rekening houdend met economische aspecten, dat wil zeggen*

uit kosten oogpunt aanvaardbaar te achten voor een normaal renderend bedrijf, de grootste reductie in de verontreiniging wordt verkregen.'

Onder de **beste bestaande technieken** wordt verstaan: *'die technieken, waarmee tegen hogere¹ kosten een nog grotere reductie van de verontreiniging wordt verkregen en die in de praktijk kunnen worden toegepast'*.

Het onderscheid ten aanzien van het financieel-economische aspect in de definities bedoelt met name aan te geven dat naarmate de milieuschadelijkheid van een stof groter is, in principe hogere financiële inspanningen aanvaardbaar zijn en geëist worden. Niet bedoeld is dat de financiële en bedrijfseconomische aspecten bij toepassing van de beste bestaande technieken in het geheel geen rol zouden mogen spelen; deze uitleg wordt door jurisprudentie² ondersteund.

Het begrip 'technieken' moet hier overigens breed worden geïnterpreteerd. BUT en BBT zijn in feite geen definities van 'technieken' in de zin van 'zuiveringstechnieken'; onder 'technieken' moeten alle maatregelen (inclusief bedrijfsvoering, grondstofkeuze, etc.) worden verstaan, die het voorkomen of beperken van verontreiniging van oppervlaktewater kunnen verwezenlijken. Vooral de kosten en de beschikbaarheid van deze maatregelen spelen een belangrijke rol bij de vraag of deze maatregelen redelijkerwijs kunnen worden geveerd. Zo beschouwd valt de keuze voor een bepaald alternatief (minder milieuverontreinigend, maar wellicht duurder) materiaal in het kader van de bestrijding van diffuse verontreiniging bijvoorbeeld ook onder de emissieaanpak, onder toepassing van BUT/BBT.

Zowel binnen de groep van 132 stoffen als binnen de groep van de overige verontreinigingen bestaan verschillen in milieuschadelijkheid tussen de verschillende stoffen. Het spreekt daarom voor zich dat ondanks de definities geen sprake is van twee duidelijk afgebakende groepen van technieken voor de sanering van afvalwaterlozingen. Het gaat eerder om een breed scala aan technieken. Naarmate de milieubezwaarlijkheid van de stoffen groter is, zal een grotere saneringsinspanning worden verlangd. In paragraaf 4.2.2 wordt ingegaan op een herziene indeling van stoffen op basis van stoffeigenschappen. Een dergelijke gewijzigde indeling kan in de toekomst mogelijk gevolgen hebben voor de gewenste saneringsinspanning; zie paragraaf 4.2.3.

Verhouding BAT, SdT, BUT/BBT en ALARA

In het internationale (waterkwaliteits)beleid wordt vaak gesproken over het toepassen van de best available techniques (BAT) of de stand der techniek (SdT); deze begrippen beslaan zowel BUT als BBT.

In het nationale milieubeleid wordt vaak gebruik gemaakt van het begrip ALARA (artikel 8.11, lid 3, Wm). ALARA staat voor 'as low as reasonably achievable' en betekent dat de voorschriften, die aan een vergunning worden verbonden, de grootst mogelijke bescherming voor het milieu moeten bieden, tenzij dit redelijkerwijs niet geveerd kan worden. De stand der techniek is hierbij het uitgangspunt. De definities van BUT en BBT geven feitelijk een nadere bepaling van wat binnen het redelijke kan worden gevraagd voor zwarte-lijststoffen (BBT) en overige verontreinigingen (BUT).

Immissietoets

¹ Ten opzichte van de kosten die gepaard gaan met de toepassing van BUT.

² Uitspraken van de Afdeling geschillen van bestuur van de Raad van State van 11 juni 1991, nr. G05.86.0282 (AKZO Delfzijl), en 23 augustus 1991, nr. G05.87.0714 (AKZO Hengelo).

De emissieaanpak omvat naast toepassing van BUT/BBT ook eventuele verdergaande eisen op grond van de geldende milieukwaliteitsnormen (de zogenaamde immissietoets).

Stofspecifieke aanpak: emissieaanpak voor zwarte-lijststoffen

Tot de zwarte lijst behoren stoffen die dermate schadelijk zijn voor het milieu dat de verontreiniging door deze stoffen in beginsel moet worden beëindigd. Bij sanering van zwarte-lijststoffen moet geprobeerd worden zo dicht mogelijk bij een nullozing te komen. Sanering aan de bron dient te geschieden door toepassing van BBT.

Of een stof moet worden aangemerkt als een zwarte-lijststof wordt beoordeeld aan de hand van de eigenschappen (zoals toxiciteit, persistentie en bio-accumulatie) van die stof. Stoffen als dioxines en dibenzofuranen staan weliswaar niet op deze lijst van 132 potentiële zwarte-lijststoffen, maar moeten - gelet op de milieueigenschappen - wel als zwarte-lijststoffen worden beschouwd.

Stofspecifieke aanpak: emissieaanpak voor overige verontreinigingen

Voor het grootste deel van de 'overige verontreinigingen' wordt sanering door toepassing van BUT geëist. Het gaat daarbij met name om stoffen die qua eigenschappen relatief schadelijk zijn en zich kenmerken door persistentie en/of toxiciteit en/of bioaccumulerend vermogen. Onder deze stoffen vallen onder anderen de zware metalen die niet op de lijst van 132 potentieel zwarte-lijststoffen staan, bepaalde organische microverontreinigingen, cyanide, en ammoniak. Ook de zuurstofbindende stoffen en nutriënten (fosfaat, nitraat) worden gerekend tot de groep van stoffen, waarbij in beginsel de emissieaanpak voorop staat.

Stofspecifieke aanpak: waterkwaliteitsaanpak

De waterkwaliteitsaanpak wordt slechts gevolgd voor een beperkt aantal, relatief onschadelijke, van nature in het oppervlaktewater voorkomende stoffen met een geringe mate van toxiciteit, zoals sulfaat, chloride en warmte. De mate waarin maatregelen ter beperking van de lozing moeten worden genomen is primair afhankelijk van de voor het ontvangende oppervlaktewater geldende milieukwaliteitsnormen. Een algemene beleidslijn voor de toe te passen technieken is dan ook niet te geven. Indien sprake is van een Wvo-vergunningplichtige lozing (vanuit een amvb-inrichting) via de gemeentelijke riolering en een rwzi dient bij de waterkwaliteitsaanpak ook de bescherming van de doelmatige werking van de zuiveringstechnische werken in beschouwing te worden genomen.

Stofspecifieke aanpak: immissietoets

Aan het primaire inspanningsbeginsel van de emissieaanpak wordt invulling gegeven door het toepassen van BUT/BBT. Het ondanks het toepassen van BUT/BBT niet bereiken van de voor het ontvangende oppervlaktewater geldende milieukwaliteitsnormen (zie paragraaf 3 van dit hoofdstuk) kan aanleiding geven tot het eisen van verdergaande maatregelen. Hierbij is het maximaal toelaatbaar risiconiveau (MTR) het kwaliteitsniveau dat op de korte termijn minimaal moet worden gehaald; er is sprake van een inspanningsverplichting voor de waterkwaliteitsbeheerder (overigens blijft het realiseren van de streefwaarden de doelstelling voor de lange termijn). De mate van overschrijding van het MTR vormt een belangrijk

toetsinstrument voor het brongerichte beleid (prioritering) van bronnen. Is de restlozing na toepassing van BUT/BBT onaanvaardbaar, dan zullen verdergaande maatregelen worden geëist (in het uiterste geval een lozingsverbod). In CIW/CUWVO-kader wordt momenteel gewerkt aan het ontwikkelen van criteria voor de beoordeling van de milieubezwaarlijkheid van restemissies.

Indien sprake is van een Wvo-vergunningplichtige lozing (vanuit een amvb-inrichting) via de gemeentelijke riolering en een rwzi dient bij deze immissietoets ook de bescherming van de doelmatige werking van de zuiveringstechnische werken in beschouwing te worden genomen.

Ook de IPPC-richtlijn (artikelen 3a en 10) kent een immissietoets waarbij aanvullende maatregelen worden verlangd indien na een brongerichte benadering (toepassing van BAT) nog niet wordt voldaan aan de geldende milieukwaliteitsnormen. De EU-kaderrichtlijn water (politiek akkoord op hoofdlijnen van 16 juni 1998) voorziet eveneens in dergelijke aanvullende maatregelen: zie paragraaf 4.2.5 en hoofdstuk I, paragraaf 1.2.2.4.

Integrale afweging

In het kader van het emissiebeleid voor water worden maatregelen tegen elkaar afgewogen, die zijn gericht op bescherming van het watersysteem en de andere milieucompartimenten (bodem en lucht). Hierbij worden ook aspecten als energieverbruik en afvalpreventie betrokken. Dergelijke integrale beschouwingen vinden hoofdzakelijk plaats tijdens het afwegingsproces (bij de ketenbenadering) voorafgaande aan de feitelijke Wvo-vergunningverlening. Het doelgroepoverleg, de BMP's, en de coördinatie- en afstemmingsconstructie van de Wm en de Wvo zijn daarvoor de geëigende kaders. Overigens kan zich hier een zekere spanning voordoen met het Wvo-vergunningverleningsproces (zie hierna), aangezien derden tot op heden niet worden betrokken bij het doelgroepoverleg noch bij de opstelling van BMP's.

De Wvo-vergunning kan als het 'sluitstuk' van het integrale afwegingsproces worden beschouwd. Aan een lozingsvergunning zelf kunnen - gelet op artikel 1, vijfde lid, Wvo - slechts voorschriften worden verbonden die betrekking hebben op de bescherming van de waterkwaliteit en de doelmatige werking van de zuiveringstechnische werken. Bij de Wvo-vergunningverlening kan het niveau van de afweging variëren tussen een keuze uit verschillende technieken (middelen) om een gevraagde sanering van afvalwaterstromen (doel) te realiseren en het aangeven van een prioriteringsvolgorde in maatregelen en onderzoeken op verschillende milieuterreinen. Voor deze beoordelingen is een aantal instrumenten beschikbaar (zie paragraaf 4.3).

In EU-kader (IPPC-richtlijn) krijgt de integrale afweging onder meer gestalte door het opstellen van zogenaamde BAT-Referentiedocumenten, afgekort BREF's (zie ook paragraaf 4.2.3 en hoofdstuk I, paragraaf 1.2.2.3). In een BREF wordt een overzicht gegeven van de technieken die in Europa voor een bepaald proces als BAT kunnen worden beschouwd. Daarnaast wordt in een dergelijk referentiedocument aangegeven wat de emissiegrenswaarden zijn na toepassing van de genoemde BAT-mogelijkheden. De voor een bedrijfstak op Europees niveau opgestelde BREF kan heel goed als leidraad gaan dienen voor de best available techniques van individuele bedrijven bij het opstellen van BMP's. Daarnaast zullen deze BREF's als

basis gaan dienen voor de vergunningverlening als uitvoering van de IPPC-richtlijn.

Prioritering

In NW4 is duidelijk aandacht gevraagd voor prioriteitstelling in de emissiereductie, waarbij de volgende doelen zijn geformuleerd:

- Het nastreven van het MTR geldt voor de waterbeheerder als een inspanningsverplichting in de planperiode (1998-2006). Bij de emissiereductie moet prioriteit worden gegeven aan de stoffen waarvoor het MTR wordt overschreden. Daarbij geldt de mate van overschrijding van het MTR als een belangrijk toetsinstrument.
- Het bereiken van de streefwaarde blijft als langetermijndoelstelling richtinggevend. Daarom mag voor stoffen beneden het MTR geen normopvulling plaatsvinden (stand-still-beginsel).

De hoofdlijn is het zoveel mogelijk voorkomen van verontreiniging, ongeacht de stofsoort en ongeacht de vraag of het MTR dan wel de streefwaarde wordt overschreden in het ontvangende oppervlaktewater. Prioritering in de emissieaanpak van zowel puntbronnen als diffuse bronnen zal evenwel in eerste instantie plaats moeten vinden op basis van het al of niet halen van het MTR. In aanvulling hierop kan ook het voorkomen van afwenteling naar benedenstroomse watersystemen een rol spelen in de prioritering.

Het stellen van prioriteiten in de emissieaanpak kan in beginsel op drie niveaus inhoud worden gegeven: op landelijk niveau, op watersysteemniveau en bij de beoordeling van individuele lozingen. Door een subwerkgroep van CIW/CUWVO V en VI wordt de relatie emissie-immissie nader uitgewerkt en wel via twee lijnen:

- een methodiek voor het prioriteren van stoffen en/of bronnen die het meest bijdragen aan de risico's voor watersystemen;
- een beslisboom en de uitwerking van een eenvoudige immissietoets. Het eindrapport wordt in de loop van 1999 verwacht.

Het stand-still-beginsel

Op grond van het 'stand-still-beginsel' kunnen aanvullende eisen (bovenop die welke voortvloeien uit de emissieaanpak of de waterkwaliteitsaanpak) noodzakelijk zijn. Binnen het stand-still-beginsel wordt onderscheid gemaakt tussen zwarte-lijststoffen en de overige stoffen. Voor zwarte-lijststoffen houdt het beginsel in: *'voor geen der aangewezen stoffen of groepen van stoffen van de zwarte lijst mag het totaal van de lozingen in een bepaald beheersgebied toenemen'*. Voor de overige verontreinigingen houdt het stand-still-beginsel in dat: *'de waterkwaliteit niet significant mag verslechteren. Waterkwaliteitsdoelstellingen mogen dus in beginsel niet worden opgevuld'*.

De betekenis van het stand-still-beginsel voor de overige stoffen is vooral gelegen in de verplichting van de waterkwaliteitsbeheerder om de kwaliteit van het oppervlaktewater in zijn beheersgebied te volgen, eventuele significante verslechtingen op te sporen, te onderzoeken wat daar de oorzaken van zijn, om vervolgens te bezien of een verslechting al dan niet beïnvloedbaar c.q. aanvaardbaar is.

