

ACHTERGRONDDOCUMENT 7  
MER GRENSMAAS 2003  
OPPERVLAKTEWATERKWALITEIT EN  
ECOTOXICOLOGIE

# Inhoud

Samenvatting	3
<b>1 Inleiding</b>	<b>9</b>
<b>1.1</b> Oppervlaktewaterkwaliteit	10
<b>1.2</b> Ecotoxicologie	11
<b>1.3</b> Leeswijzer	12
<b>2 Oppervlaktewaterkwaliteit</b>	<b>13</b>
<b>2.1</b> Huidige situatie oppervlaktewaterkwaliteit	13
2.1.1 Zuurstofhuishouding	14
2.1.2 Nutriënten	15
2.1.3 Algenbloei en blauwalgen	17
2.1.4 Thermotolerante colibacteriën	25
2.1.5 Microverontreiniging en de kwaliteit van het zwevend slib	26
<b>2.2</b> Autonome ontwikkeling Oppervlaktewaterkwaliteit	27
2.2.1 Zuurstofhuishouding	27
2.2.2 Nutriënten	27
2.2.3 Algenbiomassa en soortensamenstelling	27
2.2.4 Thermotolerante colibacteriën	27
2.2.5 Microverontreinigingen en de Kwaliteit van het zwevend slib	27
<b>2.3</b> Effecten oppervlaktewaterkwaliteit Voorkeursalternatief 2003	28
2.3.1 Zuurstofhuishouding	28
2.3.2 Nutriënten	29
2.3.3 Algenbiomassa en soortensamenstelling	29
2.3.4 Thermotolerante colibacteriën	30
2.3.5 Microverontreiniging en de kwaliteit van het zwevend slib	30
2.3.6 Botulisme	30
2.3.7 Muggen	31
2.3.8 Zwevende stof	32
<b>2.4</b> Effecten oppervlaktewaterkwaliteit EP+ en EP-	33
2.4.1 EP-	33
2.4.2 EP+	33
<b>2.5</b> Effecten oppervlaktewaterkwaliteit MMA	34
<b>3 Ecotoxicologie</b>	<b>35</b>
<b>3.1</b> Huidige situatie Ecotoxicologie	35
3.1.1 Weerden	35
3.1.2 Zomerbed	36
3.1.3 Waterkolom	37
<b>3.2</b> Autonome ontwikkeling Ecotoxicologie	38
<b>3.3</b> Effecten Ecotoxicologie Voorkeursalternatief	38
<b>3.4</b> Effecten Ecotoxicologie EP+ en EP-	40
<b>3.5</b> Effecten Ecotoxicologie MMA	41

4	Literatuur	42
	Bijlage 1 Uitgangspunten berekeningen Ecotoxicologie	44
	Bijlage 2 Gevoeligheidsanalyse Ecotoxicologie	48

# Samenvatting

Dit achtergronddocument deelrapport beschrijft de effecten op de kwaliteit van het oppervlaktewater en de ecotoxicologische effecten. Er is een analyse gemaakt van de huidige situatie en een inschatting van de autonome ontwikkeling. De effecten zijn beschreven voor:

- Het voorkeursalternatief 2003;
- De ontwerpopties van Eindplan EP+ en EP- (waarbij ten op zicht van het voorkeursalternatief de ontgravingsdiepte respectievelijk +0,5 of -0,5 m is);
- Het Meest Milieuvriendelijke Alternatief (MMA).

## *OPPERVLAKTEWATERKWALITEIT*

De volgende aspecten zijn onderzocht:

- effecten op de zuurstofhuishouding;
- effecten op nutriënten;
- effecten op algengroei en algensamenstelling;
- effecten op thermotolerante bacteriën;
- effecten op de kwaliteit van het zwevend slib;
- effecten op de drinkwaterinname Heel.

Hieronder wordt een samenvatting gegeven van de belangrijkste conclusies van het onderzoek.

### *Huidige situatie*

#### *Zuurstof*

- De zuurstofhuishouding is matig. In de zomermaanden ligt het zuurstofgehalte bij Stevensweert regelmatig onder de norm voor water voor zalmachtigen. Bij Eijsden wordt ook regelmatig de MTR waarde van 5 mg/l onderschreden.
- De belangrijkste oorzaak voor de slechte zuurstofhuishouding zijn de lozingen van ongezuiverd huishoudelijk afvalwater bovenstrooms.
- De lage zuurstofgehalten, die optreden in de Grensmaas hebben een negatief effect op het aquatisch ecosysteem. Veldmetingen laten zien dat de huidige macrofauna en vispopulatie van de Grensmaas relatief mager zijn ontwikkeld.

#### *Nutriënten*

- Zowel de gehalten aan stikstof als fosfaat voldoen niet aan de MTR waarden.
- De hoge gehalten worden vooral bepaald door de aanvoer van bovenstrooms. Er wordt geschat dat ca. 80 % van de belasting van bovenstrooms komt.

#### *Algenbiomassa en soortensamenstelling*

- Het zomergemiddelde chlorofylgehalte (als maat voor de biomassa) in de Grensmaas, voldoet aan de norm. De biomassa in de Grensmaas is laag en past bij die van een stromend systeem.
- De biomassa in de Grensmaas wordt vooral gestuurd door de verblijftijd.
- In de Grensmaas treedt geen dominantie op van blauwalgen. Diatomeeën en groenalgen zijn de dominante algensoorten.

- In plassen die in openverbinding staan met de Grensmaas treedt vrijwel nooit bloei van blauwalgen op. De uitwisseling met de rivier is dusdanig groot dat de verblijftijd voldoende kort is om dominantie van blauwalgen te voorkomen.
- In geïsoleerde plassen, die tijdens hoogwater wel worden gevuld met voedselrijk maaswater treedt wel bloei van blauwalgen op. Deze bloei treedt meestal op in de nazomer of de herfst.

#### *Thermotolerante Bacteriën*

- De gehalten aan thermotolerante bacteriën (als maat voor de hygiënische betrouwbaarheid) voldoen niet aan de norm.
- De hoge gehalten moeten worden toegeschreven aan de lozing van ongezuiverd huishoudelijk afvalwater bovenstrooms.

#### *Microverontreiniging en de kwaliteit van het zwevend slib*

- Voor Zn en PCB 153 wordt de MTR waarde overschreden.
- Algemeen geldt dat bij hoge afvoeren, de gehalten vele male hoger zijn dan bij lage afvoeren.
- Voor veel microverontreinigingen geldt dat deze sterk zijn geassocieerd met het zwevend stof.
- Bij lage afvoeren vindt over lange periode nauwelijks accumulatie plaats van slib en de daaraan gehecht verontreinigingen. Dit komt door de hoge stroomsnelheden en het bijbehorende hoge turbulentie niveau.
- Tijdens hoogwater wordt slib met de daaraan gehechte verontreinigingen afgezet in de weerden.

#### *Inname drinkwater Heel*

- Blauwalgen vormen geen bedreiging voor de drinkwaterinname Heel.
- In de huidige situatie wordt de inname gestaakt indien de zwevende stofgehalten in het Maas water hoger zijn dan 50 mg/l.

#### *Autonome ontwikkeling*

- Na sanering van ongezuiverde lozingen, zal de zuurstofhuishouding sterk verbeteren.
- Sanering van lozingen zal ook leiden tot een terugdringen van de gehalten aan stikstof en fosfaat. Alleen de zuivering van het afvalwater bovenstrooms zal niet voldoende zijn om te voldoen aan de MTR waarden.
- Sanering van de ongezuiverde lozingen van huishoudelijk afvalwater zal leiden tot een sterke daling van de gehalten aan bacteriën.
- Er wordt niet verwacht dat de kwaliteit van het aangevoerde slib op korte termijn zal verbeteren. Een belangrijke bron is de resuspensie en afspoeling van verontreinigend slib.

#### *Effecten van het voorkeursalternatief 2003*

##### *Zuurstofhuishouding*

- Er wordt verwacht dat de zuurstofhuishouding licht zal verbeteren.
- Ook bij lage afvoeren neemt de waterdiepte af, terwijl de stroomsnelheden niet lager worden. Hierdoor neemt de uitwisseling van zuurstof met de lucht toe.
- Door het ontstaan van geulen en stroomversnellingen zal de ook de beluchting verder toenemen.

#### *Nutriënten*

- Er zijn geen positieve of negatieve effecten van het voorkeursalternatief te verwachten.
- De kwaliteit wordt vooral bepaald door de aanvoer van stikstof en fosfaat van bovenstrooms.

#### *Algenbiomassa en soortensamenstelling*

- De verblijftijd zal niet veranderen. Op grond hiervan wordt geconcludeerd dat ook de biomassa aan algen niet zal veranderen.
- Ook in het voorkeursalternatief zal er geen bloei van blauwalgen in de Grensmaas optreden.
- Problemen met blauwalgen worden niet verwacht in stagnante zones en plassen die in verbinding staan met de Grensmaas. De uitwisseling met de rivier is groot genoeg om dergelijke problemen te voorkomen.
- Ook voor de nevengeulen die worden voorzien, worden geen problemen met blauwalgen verwacht.
- Problemen met blauwalgen blijven ontstaan in de geïsoleerde plassen, die niet in openverbinding staan met de Grensmaas, maar wel tijdens hoogwater worden gevoed met voedselrijk maaswater. Het oppervlak van dergelijk plassen neemt overigens af.

#### *Thermotolerante bacteriën*

- Er zijn geen positieve of negatieve effecten van het voorkeursalternatief te verwachten.
- De kwaliteit wordt vooral bepaald door de aanvoer van bovenstrooms.

#### *Microverontreinigingen en de kwaliteit van het zwevend slib*

- De kwaliteit van het aangevoerde slib zal niet veranderen.
- Het effect van veranderingen in de sedimentatie zal weinig effect hebben op de concentraties van deze stoffen in de Grensmaas.
- Op basis van het morfologisch onderzoek wordt verwacht dat de *sedimentatie op de uiterwaarden* van de Grensmaas tot circa de helft zal afnemen. Er wordt geschat dat de gemiddelde jaarlijkse aanslibbing van 5 mm op de uiterwaarden zal afnemen tot circa 2,5 mm, als gevolg van de verlaging van de overstromingsfrequentie.

#### *Botulisme en overlast door muggen*

- Rivierverruiming en weerdverlaging kunnen leiden tot het ontstaan van ondiepe poelen en stagnante zones, waarin ook in de zomermaanden bij lage afvoer water blijft staan. Ook in de voorziene nevengeulen bij Vissersweert en Maasband is dit het geval.
- Verwacht mag worden dat daar waar ook in de zomermaanden ondiepe poelen blijven bestaan de problemen met botulisme zullen toenemen.
- Door vergroting van het areaal natte gebieden neemt de kans op overlast door muggen toe. Overigens leidt dit niet tot herintroductie van malaria.

#### *Inname drinkwater Heel*

- De kans op bloei van blauwalgen neemt niet toe;
- Er wordt niet verwacht dat toename van het zwevende stofgehalte zal leiden tot het vaker staken van de inname van water .

*Effecten van de ontwerp-opties EP+ en EP-*

- De ontwerp-opties EP+ en EP- zullen niet leiden tot andere effecten als het gaat om de gehalten aan nutriënten thermotolerante bacteriën. De concentraties hiervan worden vrijwel volledig bepaald door kwaliteit van het bovenstrooms aangevoerde water.
- Ook zullen er geen wijzigingen in de zuurstof huishouding optreden.
- Verdere verlaging van de weerden kan leiden tot de vorming van meer poelen en plassen. Of daadwerkelijk een grotere vernatting optreedt zal afhangen van de lokale ontwatering. Indien er ook in de zomermaanden meer permanente vernatting optreedt neemt de kans op het optreden van botulisme en overlast met muggen toe.
- De effecten op de verspreiding van slib en de daaraan gehechte verontreinigingen zullen gering zijn. Een lager insteekniveau kan leiden tot een verminderde afzetting van slib in de hogere delen en daarmee een grotere vracht naar de Zandmaas.

*Effecten MMA*

- Het MMA zal niet leiden tot andere effecten als het gaat om de gehalten aan nutriënten thermotolerante bacteriën. De concentraties hiervan worden vrijwel volledig bepaald door kwaliteit van het bovenstrooms aangevoerde water.
- Ook zullen er geen wijzigingen in de zuurstofhuishouding optreden.
- Bij de 3 Vlaamse locaties door rivierverruiming stagnante of langzaam meestromende zones ontstaan. Evenals voor de andere locaties waar rivierverruiming wordt voorzien, wordt aangenomen dat de uitwisseling met de hoofdstroom voldoende is om bloei van blauwalgen te voorkomen.
- De kans op de vorming van poelen en plassen die ook in de zomer permanent nat zijn neemt af, door de hogere afwerking van de dekgrondbergingen. Dit vermindert de kans op het optreden van botulisme en overlast van muggen.
- De afname van de waterstand in het MMA heeft tot gevolg dat hoger gelegen gebieden minder vaak inunderen, wat leidt tot de afzetting van minder verontreinigd slib.

*ECOTOXICOLOGIE*

Er is een globale risico analyse uitgevoerd. Op basis van de ratio tussen PEC (Predicted Environmental) en NEC (No effect concentration) is een risico klasse bepaald voor een aantal verschillende soorten en of taxonomische groepen. De PEC is bepaald op basis van de kwaliteit van het aangevoerde zwevend stof en de inundatiefrequentie. Er is onderscheid gemaakt tussen een viertal klassen met potentieel risico. Deze analyse is toegepast voor de risico's in het zomerbed en in de weerden. Voor een drietal kernsoorten (witvis, oeverzwaluw en bever) zijn de oppervlakten per risicoklassen bepaald. Daarnaast is op basis van de concentraties aan verontreinigingen in het oppervlaktewater gekeken naar de fractie bedreigde soorten in de waterkolom (PAF -potentieel aangetaste fractie).

*Huidige situatie*

- In het grootste deel van het studiegebied (6224 ha) geldt een groot risico voor de oeverzwaluw;
- Het potentiële risico voor witvis is voor een oppervlak van 5314 ha een matig risico aanwezig;
- Voor de bever is in de huidige situatie sprake van geen of slechts een gering risico;

- Voor Zn en Cu overschrijdt de PAF de 10 %. Voor Ni is de PAF groter dan 5 %. Dit betekent dat respectievelijk 10% of 5% van de soorten op basis van de voorkomende concentraties ecotoxicologische schade ondervinden.

#### *Autonome ontwikkeling*

- De ecotoxicologische risico's zullen in de autonome ontwikkeling niet afwijken van de huidige situatie.

#### *Effecten voorkeursalternatief*

- Voor witvis neemt het oppervlak met een potentieel risico af;
- Ook voor de oeverwal geldt dat het oppervlak met een potentieel risico afneemt;
- Voor de bever geldt dat het oppervlak enigszins toeneemt. Deze toename is toe te schrijven aan het grotere oppervlak dat na rivierverruiming permanent watervoerend is.

#### *Effecten van de ontwerp-opties EP+ en EP-*

- De overstromingsfrequentie in de weerden zal door een verhoogde ontgravingsdiepte hoger zijn dan bij het voorkeursalternatief. Hiermee neemt het ecotoxicologisch risico iets toe;
- Bij een verlaagde ontgravingsdiepte zal de frequentie van overstroming juist afnemen. Hiermee neemt ook het ecotoxicologisch risico iets af.

#### *Effecten MMA*

- Door afname van de overstromingsfrequenties van de hoge weerden neemt het ecotoxicologisch risico af ten opzichte van het voorkeursalternatief.



## HOOFDSTUK

# 1 Inleiding

Voor u ligt het achtergronddocument 7 van het hoofdrapport MER Grensmaas 2003. Het MER Grensmaas is een onderliggend document van het POL Grensmaas. Het POL Grensmaas is een aanvulling op het Provinciaal Omgevingsplan Limburg uit 2001. De vaststelling van het POL Grensmaas is een eerste stap in de planvoorbereiding om uitvoering van het Grensmaasproject mogelijk te maken.

De doelstellingen van het Grensmaasproject zijn:

- 1) Beperking van de wateroverlast, gericht op het bereiken van een beschermingsniveau van 1/250 voor de door kades beschermde gebiedsdelen, te bereiken in uiterlijk 2017;
- 2) Grootschalige natuurontwikkeling en ecologisch herstel van de rivier, waarbij een nieuw, riviergebonden natuurgebied van minimaal 1000 ha ontstaat;
- 3) De winning van grind zoals vastgelegd in bestuursovereenkomsten (1990 en 1997) tussen Rijk en provincie (Limburg levert voor de nationale behoefte nog de hoeveelheid grind die vrijkomt bij uitvoering van de projecten Grensmaas en Zandmaas/Maasroute en daarna niets meer).

De drie doelstellingen dienen in onderlinge samenhang gerealiseerd te worden. Alle maatregelen die nodig zijn voor het bereiken van het beschermingsniveau van 1/250 dienen voor eind 2017 afgerond te zijn. De eindoplevering van het gehele project is voorzien in 2022.

De doelstellingen worden gerealiseerd door rivierverruiming. De daarbij vrijkomende dekgrond wordt geborgen in dekgrondbergingen.

In het hoofdrapport van het MER Grensmaas wordt voor alle relevante aspecten op hoofdlijnen aangegeven wat de milieueffecten van het Grensmaasproject zijn. Het betreft telkens samenvattingen van onderzoek dat uitgevoerd is in het kader van het MER Grensmaas. Dit achtergronddocument is een rapportage van het onderzoek dat heeft plaatsgevonden voor de aspecten oppervlaktewaterkwaliteit en ecotoxicologie.

Voor het onderzoek is telkens gebruik gemaakt van alle relevante beschikbare gegevens, en zijn telkens de meest geschikte onderzoeksmethoden volgens de laatste stand der techniek toegepast.

## 1.1

### OPPERVLAKTEWATERKWALITEIT

Dit achtergronddocument beschrijft de effecten op de kwaliteit van het oppervlaktewater. Er is gebruik gemaakt van de gegevens van de meetpunten van Rijkswaterstaat bij Eijsden en Stevensweert. Op basis van de huidige situatie is een analyse gemaakt van het systeem. Bij het inschatten van de effecten is gebruik gemaakt van de resultaten van de rivierkundige berekeningen en van het morfologisch onderzoek. Er is gekeken naar de stromings situatie bij lage afvoer, daar deze representatief is voor de zomersituatie, waarin de grootste problemen met de waterkwaliteit zijn te verwachten. Op basis van gemiddelde stroomsnelheden zijn verblijftijden in de Grensmaas ingeschat. Naast de resultaten van de rivierkundige berekeningen is ook gebruik gemaakt van een deskundigen-oordeel.

Voor de beoordeling van de huidige situatie is gekeken naar stoffen die voorkomen in de top tien van probleemstoffen in de Maas (Breukel & Mol, 1999). De gemeten waterkwaliteitsparameters zijn getoetst aan de MTR waarden uit de Vierde Nota Waterhuishouding (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1998).

De oppervlaktewaterkwaliteit kan over het algemeen gekarakteriseerd worden door de hoeveelheid zuurstof in het water, de gehalten totaal-N en totaal-P (dit zijn voedingsstoffen oftewel nutriënten), de hoeveelheid thermotolerante bacteriën en de hoeveelheid microverontreinigingen en zware metalen in het water.

Een verandering van verblijftijden en waterdiepten in de Maas kan leiden tot veranderingen in het voorkomen van blauwalgen, botulisme en muggen. Botulisme is een ziekte die veroorzaakt wordt door een bacterie. Het komt voor als de temperatuur van het oppervlaktewater boven de 20 graden stijgt. De bacterie is vaak te vinden in stilstaand water. Botulisme kan aanleiding geven tot massale sterfte onder watervogels.

Gezien het voorgaande gelden de volgende parameters als beoordelingscriteria:

- daggemiddeld zuurstofgehalte (norm voor zalmachtigen);
- gehalten nutriënten (totaal-N en totaal-P);
- hygiënische betrouwbaarheid van het oppervlaktewater;
- chlorofylgehalte;
- kans op dominantie van blauwalgen;
- kans op ontstaan van botulisme;
- kans op overlast door muggen.

Daarnaast is speciale aandacht geschonken aan mogelijke effecten voor de inname van oppervlaktewater voor de drinkwaterproductie te Heel. Hiervoor is gekeken naar de kans op het optreden van problemen met blauwalgen en een mogelijke verhoging van het gehalte aan zwevende stof. Dit laatste kan tot problemen leiden door verstopping van filters bij oeverinfiltratie.

De effecten op de kwaliteit van het oppervlaktewater zijn beschreven voor:

- Het voorkeursalternatief 2003;
- De ontwerpopaties EP+ en EP-, waarbij de ontgravingsdiepte voor de rivierverruiming en de weerdverlaging respectievelijk +0,5m<sup>2</sup> n -0,5m bedraagt;
- Het Meest Milieuvriendelijke Alternatief (MMA).

## 1.2

### ECOTOXICOLOGIE

Dit achtergronddocument beschrijft tevens de inschatting van ecotoxicologische risico's ter plaatse van de weerden en in het zomerbed van de Grensmaas. De effecten zijn ingeschat op basis van een herziening van het onderzoek dat in 1998 is uitgevoerd door het Waterloopkundig Laboratorium uit Delft (beschreven in de MER Grensmaas van mei 1998). Toegevoegd is een beoordeling van ecotoxicologische risico's in de waterkolom van de Grensmaas.

Voor de inschatting van de potentiële ecotoxicologische risico's in de weerden en in het zomerbed is een globale risico-analyse uitgevoerd voor een beperkt aantal stoffen en een beperkt aantal soorten/ taxonomische groepen. De stoffen zijn geselecteerd uit verschillende stofgroepen en de selectie is gebaseerd op resultaten uit eerdere studies en op de huidige kwaliteit van vers slib in relatie tot normen voor stofgehalten. De navolgende stoffen zijn geselecteerd: cadmium, zink, B(a)P, PCB153, HCB, DDT, DDE, lindaan en som-PCB. De soorten/ taxonomische groepen zijn geselecteerd op grond van hun specifieke voedselrelaties en hun rol in huidige en toekomstige ecotopen, zowel aquatische als terrestrische. De beoordeelde soorten zijn: aquatische insecten, zoöplankton, witvis, water- en landplanten, regenworm, oeverzwaluw, visdiefje, een eendachtige, aalscholver, otter, bever en das.

In de ecotoxicologische risico-analyse is op basis van de gegeven kwaliteit van het zwevend slib in het zomerbed de kwaliteit van de toplaag van de uiterwaarden bepaald. Dit is gebaseerd op een veronderstelde relatie tussen de overstromingsfrequentie en overstromingsduur van een gegeven locatie, de kwaliteit van het verse slib (is gelijk aan de kwaliteit van het zwevend stof in het zomerbed) en de kwaliteit van de toplaag van de bodem van de overstromingsgebieden.

Uitgangspunt is dat bij een afnemende overstromingsfrequentie een betere bodemkwaliteit aanwezig is. Hierbij wordt arbitrair aangenomen dat een achtergrondconcentratie (in deze studie de streefwaarde) wordt gehaald bij een overstromingsfrequentie kleiner dan 1 maal per 250 jaar. Is een locatie voortdurend overstromd (het zomerbed) dan is de kwaliteit van het bodemslib gelijk aan de kwaliteit van het zwevende slib. Met behulp van deze twee ijkpunten is voor elke stof een exponentiële curve afgeleid, die de relatie beschrijft tussen de overstromingsduur (gerelateerd aan de overstromingsfrequentie) en de kwaliteit van de toplaag. Dit verband beschrijft het effect van eventuele afbraak en/of verdunning van verontreinigingen.

Vervolgens is per soort/ taxonomische groep de blootstelling aan en, met behulp van bioconcentratiefactoren, de accumulatie van stoffen berekend. Dan wordt voor de beschouwde soorten vastgesteld in welke mate de toxicologische drempelwaarden voor directe blootstelling of voor opname van stoffen uit voedsel worden overschreden. Deze drempelwaarden zijn de NOEC-waarden (No Observed Effect Concentrations, ook wel NEC-waarden). Tenslotte wordt de mate van overschijding van de drempelwaarden bepaald. Hiervoor wordt de PEC (Predicted Environmental Concentration) gedeeld door de NEC. Hiermee wordt bepaald in hoeverre de soorten risico lopen door blootstelling aan contaminanten. De ratio's tussen PEC/N(O)EC zijn in toxiciteitsklassen ingedeeld. De gehanteerde indeling in klassen is weergegeven in tabel 1.1

Tabel 1.1 Indeling in toxiciteitsklassen op basis van PEC/NEC.

PEC/NEC	Risico	Klasse
< 0,1	Geen risico	0
0,1 – 1,0	Gering risico	1
1,0 – 10	Matig risico	2
> 10	Groot risico	3

Het studiegebied kan vervolgens verdeeld worden in gebieden met verschillende overstromingsfrequenties en daarmee in verschillende toxiciteitsklassen voor alle beschouwde combinaties van soort/ taxonomische groep en stof(groep). Voor de uiteindelijke effectbeoordeling zijn de overschrijdingen gesommeerd tot somscores voor zware metalen en voor organische microverontreinigingen. De hoogste van de twee wordt gerapporteerd in een eindtabel, waarbij per soort en per overstromingsfrequentie een toxiciteitsklasse is aangegeven.

De uitgebreide beschrijving van de methode is beschreven in het technisch rapport TR11 van november 1995, behorend bij de rapportage van de MER Grensmaas uit mei 1998. Ten opzichte van de voorgaande berekeningen (MER, 1998) zijn de onderstaande waarden door het Waterloopkundig Laboratorium in Delft aangepast op basis van de meest recente gegevens:

- NOEC-waarden;
- Partiticoëfficiënten (Koc-waarden);
- Kwaliteitsgegevens zwevend slib;
- Streef- en interventiewaarden.

Een overzicht van de gehanteerde waarden wordt gegeven in bijlage 1.

## 1.3

### LEESWIJZER

Het aspect oppervlaktewaterkwaliteit wordt beschreven in hoofdstuk 2. Hoofdstuk 3 behandelt de beschrijving van de ecotoxicologische effecten.

## HOOFDSTUK

# 2 Oppervlaktewaterkwaliteit

### 2.1

#### HUIDIGE SITUATIE OPPERVLAKTEWATERKWALITEIT

De huidige waterkwaliteit van de Grensmaas wordt in sterke mate bepaald door de kwaliteit van het water dat wordt aangevoerd vanuit België. Alhoewel de kwaliteit van het water de laatste jaren is verbeterd zijn er nog steeds problemen met de waterkwaliteit. In de zomermaanden, bij lage afvoeren zijn de gehalten aan opgelost zuurstof laag. Ook de gehalten aan nutriënten zijn hoog en voldoen niet aan de gestelde normen. Voor diverse zware metalen en organische micro- verontreinigen geldt eveneens dat de normen worden overschreden. Voor de beoordeling van de huidige situatie is gekeken naar de volgende stoffen:

- Zuurstof;
- Nutriënten (Stikstof en Fosfaat);
- Thermo- tolerante colibacteriën;
- Zware metalen (Zink en Cadmium);
- PCB;
- PAK (antraceen, benzo(a)antraceen en fenantreen);
- Bestrijdingsmiddelen.

Deze stoffen komen voor op de Top-10 van probleemstoffen in de Maas (Breukel & Mol, 1999). Voor de analyse van de huidige toestand is gebruik gemaakt van de meetresultaten in het studiegebied van de Grensmaas. Deze gegevens zijn afkomstig uit het meetnet ten behoeve van het waterkwaliteitsonderzoek in de Rijkswateren. De gemeten waterkwaliteitsparameters zijn getoetst aan de MTR waarden uit de Vierde Nota Waterhuishouding (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1998).

Extra aandacht is geschonken aan het mogelijk optreden van algenboei. Hiertoe is gekeken naar de ontwikkeling van de algenbiomassa en de samenstelling van de algenpopulatie over de periode van 1990-2000. Tevens zijn de effecten voor de inname van water t.b.v. de productie van drinkwater in Heel onderzocht. Belangrijke aspecten hiervoor zijn de kans op het optreden van blauwalgen en een mogelijke verhoging van de concentratie aan

zwevende stof. Dit laatste kan leiden tot problemen met verstopping van filters bij oeverinfiltratie.

### 2.1.1

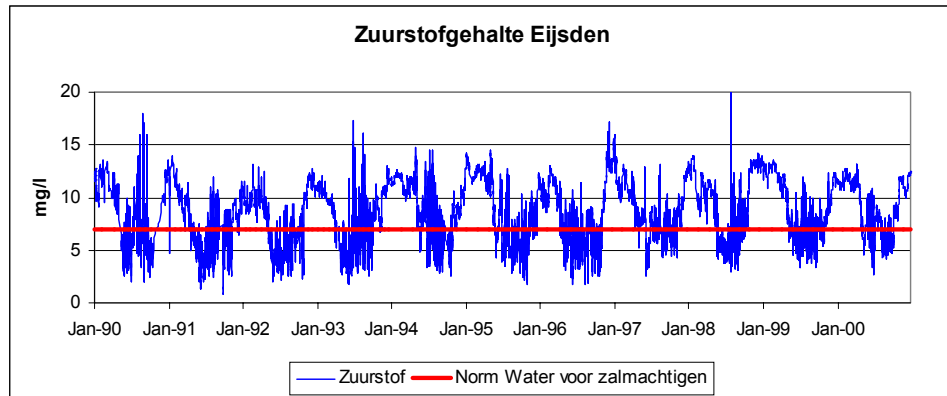
#### ZUURSTOFHUISHOUDING

Het gehalte aan opgelost zuurstof wordt bepaald door zuurstofverbruikende processen en door de aanvulling van zuurstof vanuit de lucht (reaëratie). Daarnaast speelt ook de productie van zuurstof ten gevolge van fotosynthese een rol. Problemen met de zuurstofhuishouding doen zich vooral voor in de zomermaanden, bij hoge watertemperaturen en lage afvoer. Een hoge temperatuur leidt tot een grote zuurstofvraag en bij een lage afvoer is de aanvulling van zuurstof vanuit de lucht gering.

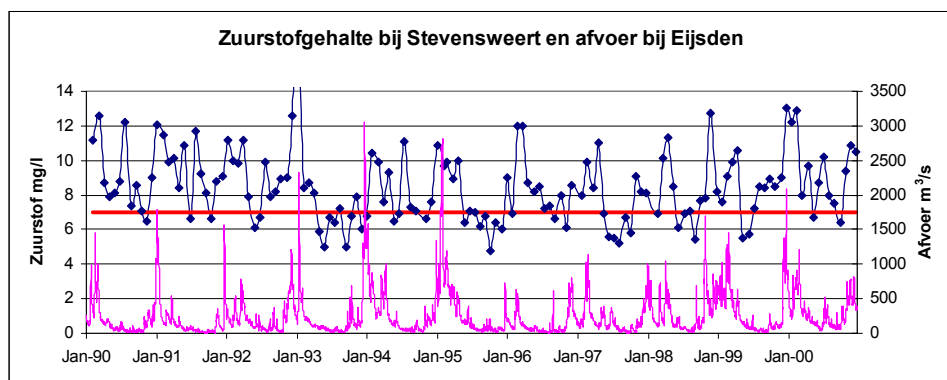
De norm (MTR waarde) voor zuurstof volgens de Vierde Nota Waterhuishouding (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1998) is 5 mg/l. De Grensmaas heeft echter de functie van 'water voor zalmachtigen'. Hiervoor geldt een strengere norm (7 mg/l). Figuur 2.1 en Figuur 2.2 tonen het verloop van het zuurstofgehalte bij Eijsden en Stevensweert over de periode van 1990 – 2000. Duidelijk is te zien dat bij Eijsden in de zomermaanden het zuurstofgehalte laag is. Regelmatig worden zuurstofgehalten lager dan 5 mg/l waargenomen. De norm voor water voor zalmachtigen wordt vrijwel altijd onderschreden. Het lage zuurstofgehalte moet worden toegeschreven aan de lozingen van ongezuiverd huishoudelijk afvalwater in Luik. Stroomafwaarts verbetert de situatie en neemt het zuurstofgehalte toe. De stuw bij Borgharen speelt hierin een belangrijke rol. Door herbeluchting neemt het zuurstofgehalte met enkele mg/l toe (Bakkum en Gils, 1995). Ook door lokale stroomversnellingen in de ondiepe Grensmaas kan door een verhoogde aanvoer van zuurstof vanuit de atmosfeer het zuurstofgehalte toenemen. Bij Stevenweert wordt de MTR waarde niet onderschreden. Wel wordt 's zomers regelmatig de norm voor water voor zalmachtigen onderschreden.

Het zuurstofgehalte is sterk afhankelijk van de afvoer. Een lage afvoer leidt tot een lange verblijftijd, wat bij lage temperaturen in de zomermaanden leidt tot een hoge consumptie van zuurstof. Bovendien is door de lage stroomsnelheden weinig herbeluchting vanuit de atmosfeer. In perioden waarin algenbloei optreedt kan door fotosynthese zuurstofproductie optreden. In dat geval wordt het effect van de verhoogde zuurstofconsumptie bij lage afvoer te niet gedaan en kunnen ook hoge zuurstofconcentraties optreden in de zomermaanden. De rol van fotosynthese is vooral van belang in stagnante delen. Door de lange verblijftijd hier zal hier meer algengroei optreden, wat leidt tot grote fluctuaties van het zuurstofgehalte over de dag. Metingen van het zuurstofgehalte over de dag laten voor een aantal stagnante zones grote verschillen zien tussen de minimaal en maximaal waargenomen waarden. (Ertsen e.a, 2000). Zo wordt in een stagnante zone nabij Meers in de zomer van 1999 (24/25 juli) over 24 uur een minimaal gehalte van 1,4 mg/l en een maximale concentratie van 33 mg/l gevonden (zie Tabel 2.1).

Figuur 2.1 Zuurstofgehalte Eijsden van 1990 t/m 2000



Figuur 2.2 Zuurstofgehalte Stevensweert 1990 t/m 2000



Tabel 2.1 Minimale en maximale zuurstofconcentratie in een stagnante zone nabij Meers

Stagnant	Data	Minimum mg/l	Gemiddeld (mg/l)	Maximum (mg/l)
	23/24 juli	1,4	11,2	33,0
	7/8 augustus	4,9	8,8	13,2
	27/28 augustus	3,3	10,3	15,1
	9/10 september	2,8	14,6	27,8
	24/25 september	6,5	9,7	14,2

De lage zuurstofgehalten, die optreden in de Grensmaas hebben een negatief effect op het aquatisch ecosysteem (Ertsen e.a., 2000). Veldmetingen laten zien dat zowel de huidige macrofauna en vispopulatie van de Grensmaas relatief mager zijn ontwikkeld. Voor de macro-evvertebraten ontbreken ondermeer hele groepen en families (kevers, libellen, steenvliegen en wantsen). Het ontbreken van bepaalde soorten kan voor een deel worden verklaard uit de slechte zuurstofhuishouding. Voor vissen wordt geconcludeerd dat niet zuurstofgevoelige soorten dominant zijn. Zeer zuurstofgevoelige soorten als de Sneep en de Kopvoorn komen in de Grensmaas slecht in zeer geringe aantallen voor.

2.1.2

NUTRIËNTEN

Ook voor nutriënten geldt dat de kwaliteit van het water in de Grensmaas wordt bepaald door de aanvoer van bovenstreams. Daarnaast vindt belasting plaats vanuit de zijbeken, waarvan de Jeker en de Geul wat betreft de vracht het belangrijkste zijn. Verder lozen de RWZI's van Maastricht- Heugem en Maastricht –Limmel op de Grensmaas. Tenslotte

vinden nog enkele industriële lozingen plaatst, waarvan die van de DSM en de KNP Leykam de belangrijkste zijn. Knijff (2000) laat zien dat van de totale belasting van de Grensmaas voor zowel stikstof als fosfaat geldt, dat meer dan 80% afkomstig is uit België.

Tabel 2.2 geeft een overzicht van de gemiddelde gehalten van een aantal stikstof en fosfaat fracties. Zowel voor stikstof als voor fosfaat geldt dat de MTR waarde volgens de Vierde nota (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1998) altijd wordt overschreden. De MTR waarde voor fosfaat is 0,15 mg P/l, die voor stikstof bedraagt 2,2 mg N/l. Voor stikstof wordt geen significante daling gevonden van de concentraties in het bij Eijsden aangevoerde water. Nitraat vormt het grootste aandeel in het totaal stikstofgehalte. Het nitraat ontstaat door nitrificatie van ammonium afkomstig van de lozing van ongezuiverd huishoudelijk afvalwater uit Luik. Ook in Stevensweert wordt niet aan de MTR waarde van 2,2 mg N/l voldaan. Gemiddelde gehalten liggen daar in dezelfde orde van grootte als in Eijsden.

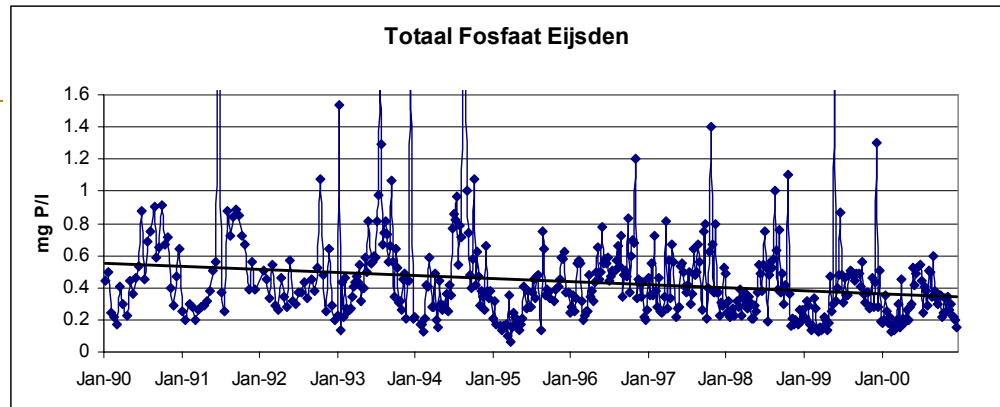
Tabel 2.2 Gemiddelde gehalten aan nutriënten in Eijsden en Stevensweert

Stof	Periode 1986- 1990		Periode 1993- 1998		Periode 1999- 2001	
	Gemiddeld	Range	Gemiddelde	Range	Gemiddeld	Range
<b>Eijsden</b>						
Totaal stikstof	4,1	3-6	4.6	1-6	3,9	1.1-8
Kjeldahl stikstof			1.42	0.07-1.56	1.06	0.1-3.9
Nitraat/nitriet	2,9	1,4-4,1	3,2	0,9-5,5	3,8	1-4.57
Ammonium	0,38	0,05-1,6	0,52	0,01-2,25	0,3	0.04-1.36
Totaal fosfaat	0.51	0.14-1.47	0,46	0,06-2,51	0.34	0.13-1.8
Ortho-fosfaat	0,27	0,06-1,2	0,31	0,01-1,9	0.22	0.05-1.59
Stof	Periode 1986- 1990		Periode 1993- 1998		Periode 1999- 2001	
	Gemiddelde	Range	Gemiddelde	Range	Gemiddelde	Range
<b>Stevensweert</b>						
Totaal stikstof	4.9	2.9-8.4	4.8	0.3-7.5	4.2	1.9-6.4
Kjeldahl stikstof	1.34	0.8-2.78	1.09	0.3-2.6	0.73	0.4-1.6
Nitraat/nitriet	3.61	2.31-5.6	3.71	0.01-4.9	3.48	1.51-4.82
Ammonium	0.29	0.02-0.94	0.22	0.03-0.9	0.14	0.05-0.23
Totaal fosfaat	0.52	0.18-1.16	0.42	0.15-1.49	0.31	0.18-0.7
Ortho-fosfaat	0.32	0.08-0.87	0.31	0.08-0.85	0.18	0.08-0.31

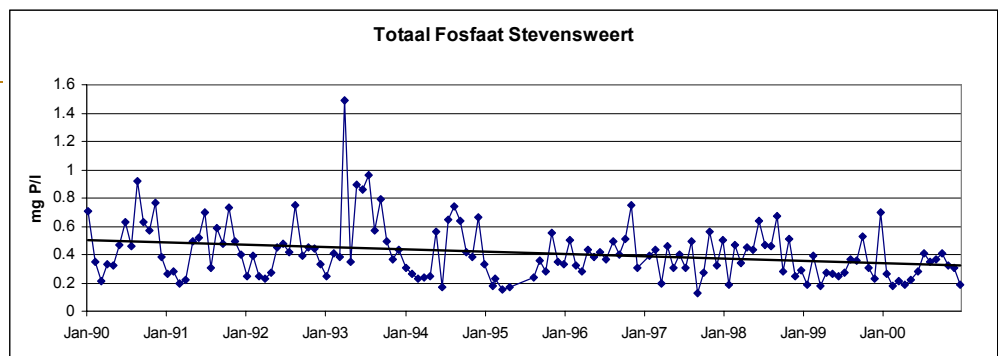
Het fosfaatgehalte in Eijsden en Stevensweert toont wel een significant dalende trend (zie Figuur 2.3 en Figuur 2.4). Ook voor fosfaat geldt dat de gehalten benedenstrooms vrijwel gelijk zijn aan die bij Eijsden. Hieruit kan worden geconcludeerd dat de concentraties voornamelijk worden bepaald door de kwaliteit van het aangevoerde water. De hoge gehalten aan nutriënten leiden tot eutrofiëring.



Figuur 2.3 Totaal fosfaat Eijsden  
van 1990 t/m 2000



Figuur 2.4 Totaal fosfaat  
Stevensweert van 1990 t/m 2000



### 2.1.3

#### ALGENBLOEI EN BLAUWALGEN

Eén van de negatieve gevolgen van eutrofiëring is het optreden van algenbloei. De groei van algen wordt bepaald door de beschikbaarheid van nutriënten, licht en de watertemperatuur. Met name in voedselrijke stagnante wateren kan bij hoge temperatuur excessieve bloei van algen optreden. Een hoge biomassa aan algen heeft een negatieve invloed op de waterkwaliteit en kan leiden tot de volgende problemen:

- Er treden grote schommelingen op in het zuurstofgehalte. Overdag produceren algen zuurstof, terwijl 's nacht alleen zuurstof wordt verbruikt. Indien overdag oververzadiging van zuurstof optreedt ontwijkt de zuurstof naar de atmosfeer en kan 's nachts (of aan het begin van de ochtend) een zuurstoftekort ontstaan;
- Indien de algen afsterven leidt de afbraak van organische stof tot een grote zuurstofvraag, waardoor ook een zuurstoftekort kan ontstaan;
- Een hoge algenbiomassa leidt tot een verslechtering van het lichtklimaat, waardoor er minder kansen zijn voor waterplanten;
- Dit leidt tot een verarming van het ecosysteem. Veel eutrofe wateren kunnen worden gekenmerkt als troebele algengedomineerde systemen zonder waterplanten;
- Hoge biomassa's kunnen aanleiding geven tot verstopping van filters gebruikt bij de bereiding van drinkwater;
- In sterk eutrofe wateren kan dominantie van blauwalgen optreden. Een aantal van deze soorten vormen drijflagen en toxines (zie kader). Deze toxines kunnen aanleiding geven tot gezondheidsklachten bij zwemmer of problemen opleveren bij de bereiding van drinkwater;
- Daarnaast kunnen blauwalgen leiden tot reuk en smaak bezwaar bij de bereiding van drinkwater.

Kader 2.1 Blauwalgen en toxines

De onderstaande algensoorten kunnen potentieel toxines produceren:

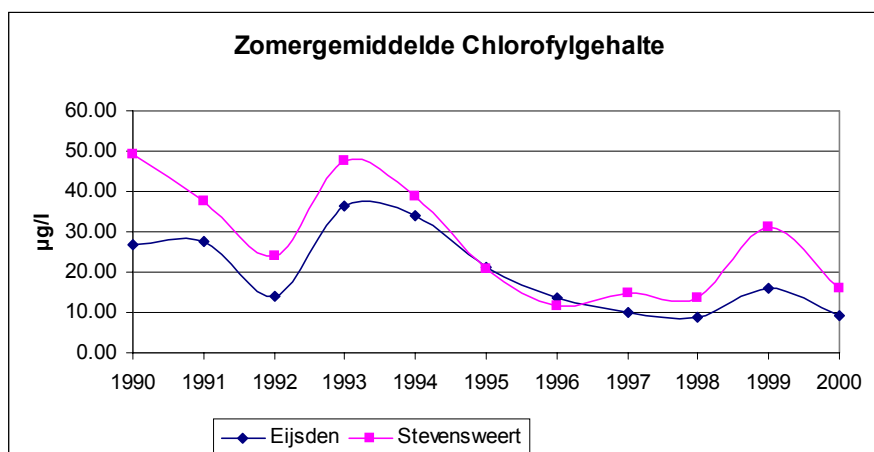
- Anabaena;
- Aphanizomenon;
- Gloeotrichia;
- Microcystis;
- Planktonthrix (Voorheen Occillatoria).

Alhoewel er verschillende soorten toxines kunnen worden geproduceerd, wordt de waterkwaliteit uitsluitend beoordeeld op het hepatotoxische cyanotoxine microcystine (MC). Voor MC wordt door de WHO een norm gehanteerd van 1µg/l voor drinkwater. Voor recreatiewateren is de voorlopige richtlijn gesteld op 20 µ/l. Vanaf dit niveau zijn ernstiger gezondheidsrisico's na doorslikken of inhaleren vooral bij kinderen niet uit te sluiten. De WHO stelt een richtlijn voor van 50 µg/l chlorofyl-a (als maat voor de algenbiomassa), waarboven mogelijk gevaar bestaat voor de vorming van toxines. Onderzoek in Nederland door Aquasense (STOWA, 2000) laat zien dat al vanaf een algenbiomassa van 22 µg/l de WHO norm voor recreatiewater kan worden overschreden.

*Algenbiomassa in de Grensmaas*

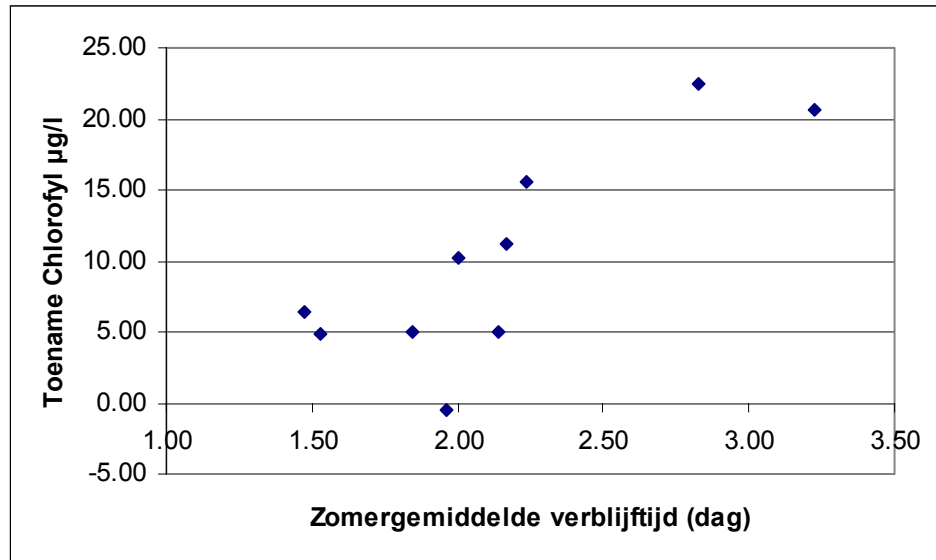
Het chlorofylgehalte is een maat voor de biomassa aan algen. Volgens de Vierde Nota (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1998) mag het zomergemiddelde chlorofylgehalte niet hoger zijn dan 100 µg/l. Zowel aan de grens bij Eijsden als voor de locatie Stevensweert wordt aan deze norm voldaan (zie Figuur 2.5). Voor beide locaties geldt dat het zomergemiddelde chlorofylgehalte afneemt in de periode van 1990- 2000. Deze daling kan niet worden toegeschreven aan een verlaging van het gehalte aan nutriënten. Zowel het gehalte aan stikstof als fosfaat is niet of nauwelijks afgenomen en de concentraties liggen nog beduidend boven de waarde, waarvoor deze beperkend worden voor de groei van algen (zie Figuur 2.4). De oorzaak moet veeleer worden gezocht aan de lagere zomerafvoer in het begin van de jaren negentig. Bij lage afvoer en dus langere verblijftijd hebben de algen meer tijd om te groeien en neemt de biomassa toe.

Figuur 2.5 Zomergemiddelde chlorofylgehalte Eijsden en Stevensweert



Over het algemeen geldt dat het zomergemiddelde gehalte aan chlorofyl toeneemt over het traject van Eijsden naar Stevensweert. Naarmate de verblijftijd over het traject groter wordt, zal de biomassa meer toenemen.

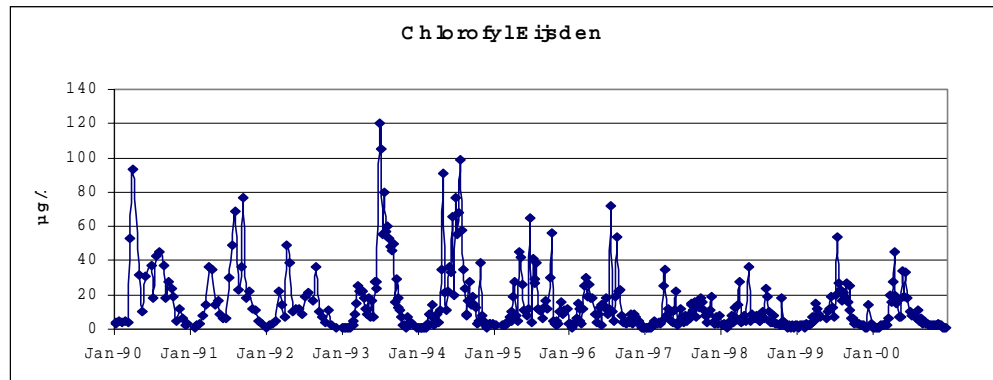
Figuur 2.6 Relatie toename chlorofyl en verblijftijd over het traject van Eijsden naar Stevensweert



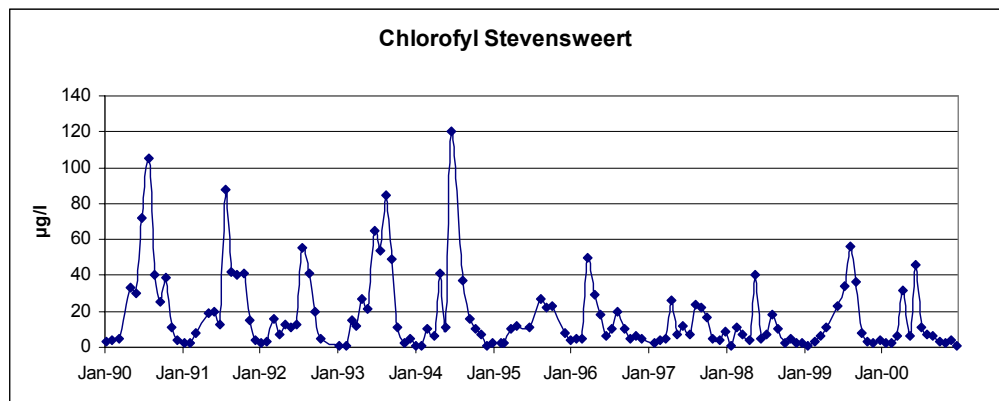
In Figuur 2.6 is de relatie weergegeven tussen de zomergemiddelde verblijftijd en de toename van het zomergemiddelde chlorofylgehalte over het traject tussen Eijsden en Stevensweert. De zomergemiddelde verblijftijd is berekend op basis van de zomergemiddelde afvoer en de relatie tussen afvoer en verblijftijd. De toename van het chlorofylgehalte is een maat voor de netto productie van algenbiomassa over het traject. Alhoewel de netto productie door een veelheid aan factoren (instraling, temperatuur, algensoort etc.) wordt bepaald, lijkt toch de verblijftijd een sturende factor te zijn voor de toename van de algenbiomassa. Bij gemiddelde verblijftijden korter dan 2 dagen neemt het zomergemiddelde gehalte aan chlorofyl slechts zeer weinig toe. De toename over het traject is in dat geval minder dan 10 µg/l. Eerst bij verblijftijden langer 3 dagen vindt er een toename van 20 µg/l of meer plaats. Een verblijftijd van 3 dagen komt overeen met een zomergemiddelde afvoer van 50 m<sup>3</sup>/s.

Ondanks het feit dat het zomergemiddelde chlorofylgehalte voldoet aan de MTR norm kunnen onder ongunstige omstandigheden (hoge instraling, hoge temperatuur en lange verblijftijd) over kortere perioden wel degelijk hoge gehalten aan chlorofyl voorkomen. Met name in de jaren voor 1995 worden in de zomer en nazomer af en toe hoge biomassa's gevonden (zie Figuur 2.7 en Figuur 2.8).

Figuur 2.7 Chlorofylgehalte  
Eijsden van 1990 t/m 2000



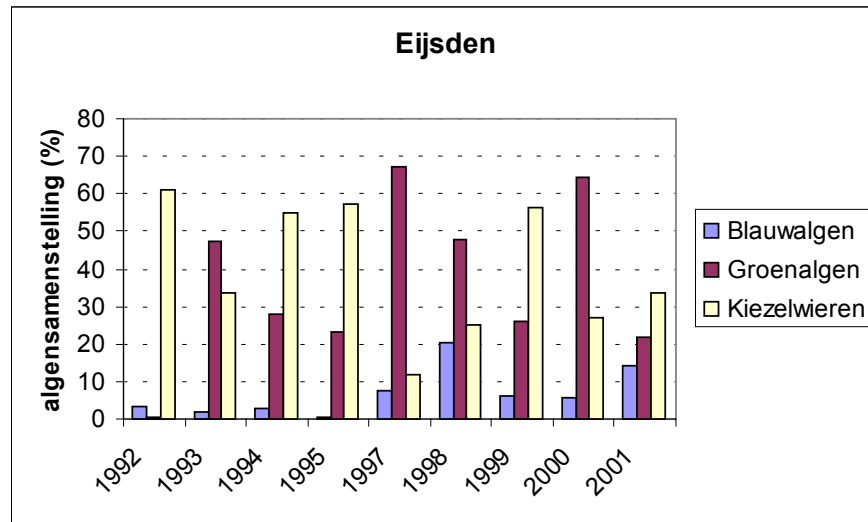
Figuur 2.8 Chlorofylgehalte  
Stevensweert 1990 t/m 2000



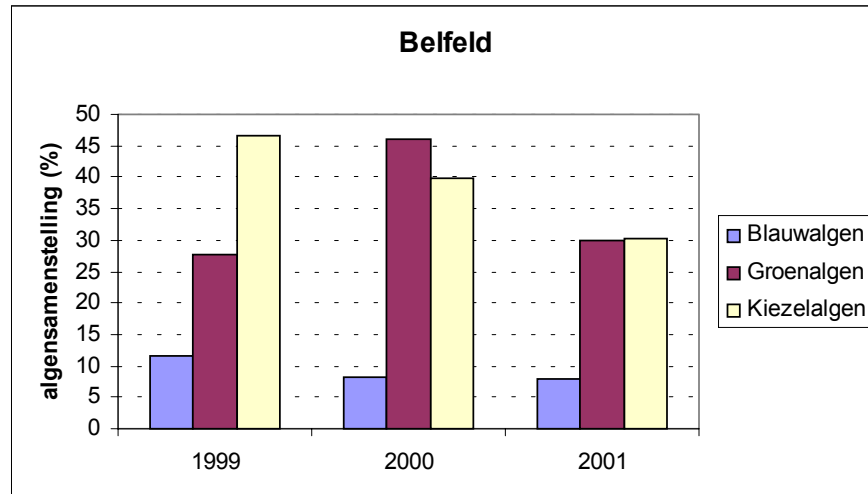
*Soortensamenstelling Grensmaas*

De algenpopulatie in de Grensmaas wordt gedomineerd door groenalgen en kiezelwieren. Zowel in Eijsden als verder benedenstrooms in Belfeld geldt dat het aandeel blauwalgen gering is (zie Figuur 2.9 en Figuur 2.10). Blauwalgen dominantie treedt vooral op in stagnante watersystemen met lange verblijftijden. De algensamenstelling is typisch voor een stromend systeem, waarin in het voorjaar dominantie van kiezelwieren optreedt en later in het jaar groenalgen de overhand krijgen. Dominantie van blauwalgen is door de korte verblijftijden in dergelijke systemen niet te verwachten. Uit modelberekeningen uitgevoerd aan een hoogwatergeul voor de Zandmaas blijkt dat voor blauwalgen zeker een verblijftijd langer dan 20 dagen nodig is om tot bloei te komen. (Jansen, 2002). Voor de huidige situatie is de verblijftijd in de Grensmaas zelfs bij lage afvoeren van 25 m<sup>3</sup>/s slechts 5 dagen. Op basis hiervan mag dus worden geconcludeerd dat voor de huidige situatie er geen gevaar bestaat voor de bloei van blauwalgen in de Grensmaas zelf.

Figuur 2.9 Soortensamenstelling algenpopulatie Eijsden van 1992 t/m 2001



Figuur 2.10 Soortensamenstelling algenpopulatie Belfeld 1999 t/m 2001



*Stagnante wateren in het Grensmaasgebied*

Door het Zuiveringschap Limburg is in 1986 uitgebreid onderzoek gedaan naar het voorkomen van microfyten in stagnante wateren in het beheersgebied (Zuiveringschap Limburg, 1987). Ook in de meerjarenrapportages waterkwaliteit (Zuiveringschap Limburg, 1994 en 2001) wordt aandacht geschonken aan de samenstelling van de algenpopulatie. Tabel 2.3 geeft een overzicht van de karakteristieke samenstelling van de algenpopulatie in een aantal stagnante wateren in het Grensmaas gebied. Tevens is in de tabel aangegeven of de plas in open verbinding staat met de Grensmaas en is de diepte van het water weergegeven. Er is gebruik gemaakt van de rapportage van het onderzoek naar microfyten in 1986 en van de gegevens uit de meerjaren rapportage 1992-1998. Het overzicht laat zien dat in de plassen, die in open verbinding met de Maas staan groenalgen en kiezelwieren dominant zijn. Behalve in de Brand en de Slaag komt in dergelijke systemen geen dominantie van blauwalgen voor. In de geïsoleerde voedselrijke systemen daarentegen komt vaak in het najaar wel bloei van blauwalgen voor. Zo treedt in de Weerd, die bij hoog water wordt gevoed door Maaswater, in het najaar bloei van blauwalgen op. In dergelijke stagnante systemen, die veelal in de winter of het voorjaar worden gevoed met Maaswater

treedt in de (na)zomer bloei van blauwalgen op. Tijdens deze periode van het jaar is er geen uitwisseling met de Maas en is de verblijftijd dusdanig lang dat zich een hoge biomassa aan blauwalgen kan vormen.

Tabel 2.3 Karakteristieke algensamenstelling voor een aantal stagnante wateren in het Grensmaasgebied

Plas	Kenmerken plas	Diepte [m] (maximale waterdiepte)	Karakteristiek, 1986 bezinksel	Meerjarenrapportage 1992-1998
WRC Eijsden	Open Maasplas	6 (max. 8)	Groenwieren/kiezelwieren	Groenwieren, kiezelwieren
Geuseltvijver	Stadsvijver Geïsoleerd hengelsportwater	max. 1,85	Groenwieren, Sept/okt: blauwwieren	Groenwieren Najaar blauwwieren
In de Weerd	Gesloten maasplas alleen gevoed tijdens hoogwater	6 (max. 10)	Groenwieren, kiezelwieren	Voorjaar groenwieren Najaar blauwwieren aanwezig
Juliana Groeve	Grindgat Geen open verbinding met maas in 1986	4	Blauwwieren, kiezelwieren	92-98 geen gegevens van diatomeeën en fytoplankton beschikbaar 92 bloei cyano's (Aphanizomenon flos-aqua, incl. (toxische) drijfslag
Elba	Gesloten Maasplas	6 (max. 9)	Groenwieren	92, 95 najaar blauwwieren dominant 95 voorjaar en 97 groenwieren dominant
Schroevendaalse plas	Open Maasplas	4 (max. 6)	Groenwieren, kiezelwieren	Groenwieren dominant, enkele kiezelwieren
Dilkensplas	Gesloten Maasplas	14 (max. 25)	Groenwieren	Groenwieren (matig voedselrijke stilstaande wateren) Voorjaar kiezelwieren Blauwalgen in lage dichtheden
Teggerse Plas	Gesloten Maasplas	3 (max. 5)	Groenwieren	Groenwieren (matig voedselrijke stilstaande wateren) Blauwwieren
Brandt	Open Maasplas	6 (max. 10)	Juli, blauwwieren september/oktober, groenwieren	In zomer chlorofyl Piek Najaar blauwwierenbloei (sterk eutroof)
Huiskensplas	Gesloten maasplas	6 (max.10)	Groenwieren	Groenwieren+blauwwieren (kleinere stilstaande wateren) Najaar blauwwieren
Grote Heg	Open Maasplas	15 (max. 28)	Kiezelwieren Juli/augustus groenwieren	Groenwieren
Koeweide	Open Maasplas	17	Kiezelwieren	Kiezelwieren
Molengreend	Open Maasplas	16	Kiezelwieren	Groenalgen
De Slaag	Open Maasplas	8 (max.12)	kiezelwieren	Groenalgen en kiezelwieren Najaar blauwalgen

Een typisch voorbeeld van de problemen die kunnen optreden in de geïsoleerde plassen, die bij hoogwater worden gevoed met maaswater wordt beschreven in Kader 2.2

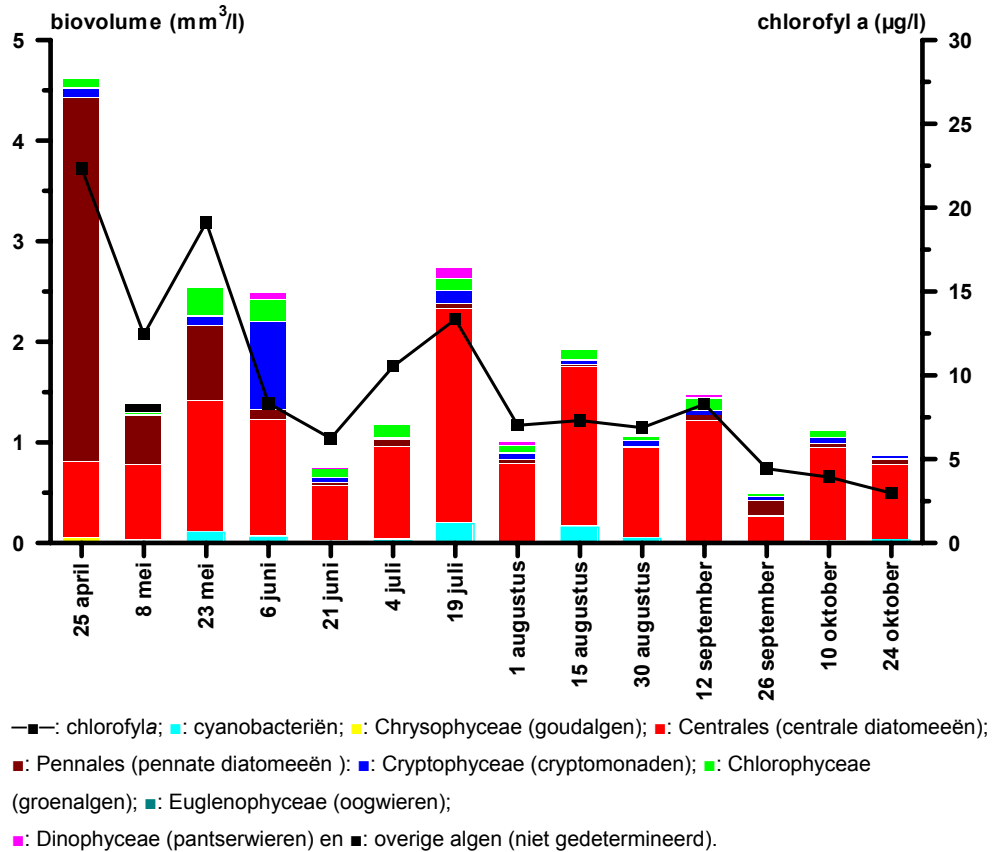
## Kader 2.2 Case Bouxweerd

In opdracht van het Zuiveringschap Limburg is uitgebreid onderzoek gedaan naar de waterkwaliteit in Bouxweerd (Grontmij, 1992). Het gaat om een geïsoleerde plas, die regelmatig wordt gevoed door de Maas. Alhoewel deze plas niet in het Grensmaasgebied ligt, kan deze wel model staan voor de problemen die in dergelijke systemen optreden. Het gaat om een grindwinput, die in de loop van de tijd is opgevuld met sediment vanuit de Maas. De plas fungeert als een slibvang. In 1992 was de gemiddelde diepte nog slechts 0,5m, met een maximale diepte van 2m. De regelmatige instroom van de Maas leidt tot een voortdurende aanvoer van voedingsstoffen. De waterkwaliteit in de plas is slecht, de nutriënten gehalten zijn hoog en het water is troebel. In geval van stagnantie treedt (zeker in warme periode) overmatige bloei van algen op. In veel gevallen gaat het om een bloei van de blauwalg *Oscillatoria Agardhii*. De algenbiomassa die dan voorkomt ligt vaak ver boven de 100 µg/l. 's Nachts, wanneer geen zuurstof wordt geproduceerd, treedt zuurstofloosheid op. Hierdoor treedt massale sterfte op van vis, die door de Maas tijdens hoogwater wordt aangevoerd en achterblijft. Omdat de plas ondiep is kan de temperatuur sterk oplopen, waardoor botulisme optreedt. Regelmatig heeft dit geleid tot grote aantallen slachtoffers onder de watervogels.

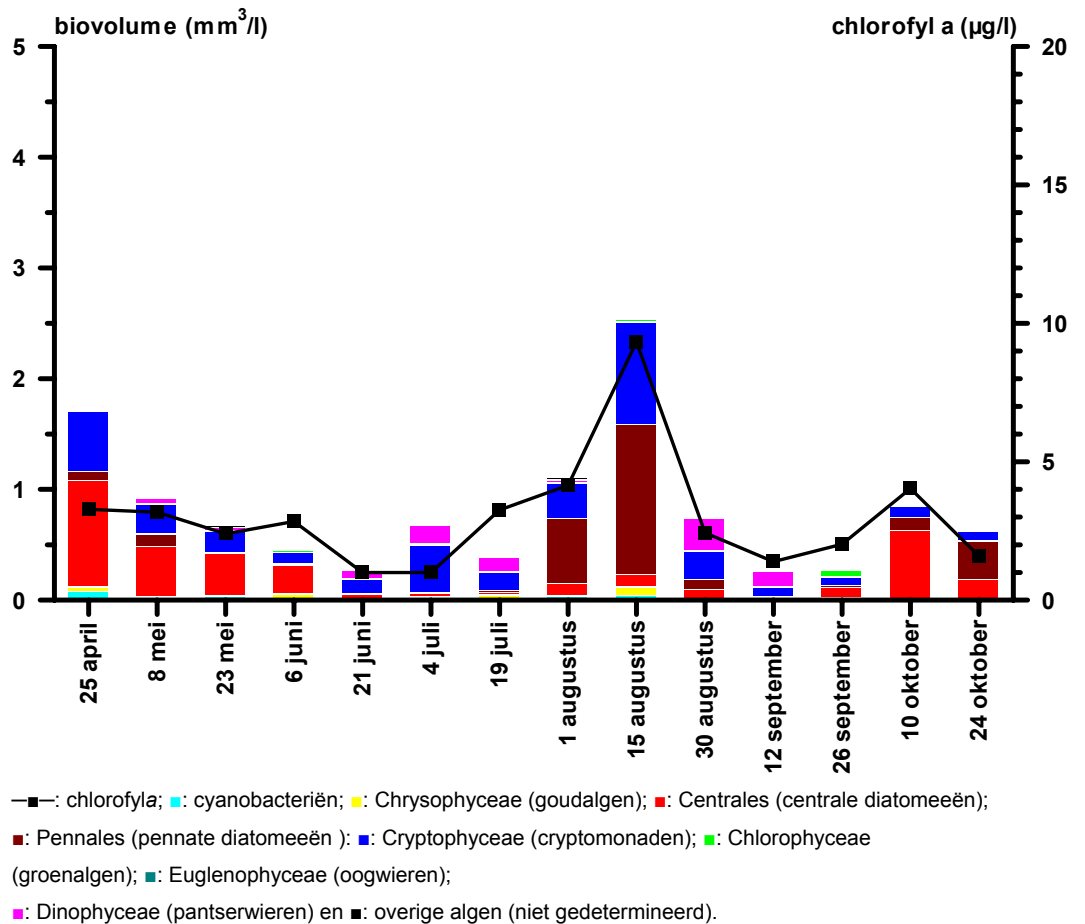
### *Drinkwaterinname Heel*

Door de WML wordt water vanuit de Maas ingenomen via het Lateraalkanaal. Het water wordt opgeslagen in het spaarbekken de Lange Vlieter bij Heel. Het water in de Lange Vlieter is in 2002 regelmatig onderzocht op de samenstelling van algen (Wagenvoort, 2002). In het water dat wordt ingenomen worden slechts sporen van blauwalgen aangetroffen. Diatomeeën zijn over het hele groeiseizoen de dominante algengroep in het inlaatwater (zie Figuur 2.11). De fytoplanktongemeenschap in het spaarbekken De Lange Vlieter, is sterk afwijkend van die in het Lateraalkanaal. Het blijkt dat deze zich vooralsnog onafhankelijk van die van het ingenomen water ontwikkelt (zie Figuur 2.12). Ook in het spaarbekken komen blauwalgen slechts in zeer lage dichtheden voor. In het voorjaar zijn diatomeeën dominant, terwijl later in het groeiseizoen cryptomaden in de grootste dichtheid voorkomen.

Figuur 2.11  
Fytoplanktensamenstelling en –  
biomassa innamepunt  
Lateraalkanaal



Figuur 2.12  
Fytoplanktensamenstelling en –  
biomassa spaarbekken De Lange  
Vlieter





Opgemerkt moet worden dat het spaarbekken slechts kort geleden in gebruik is genomen en voorsnog grotendeels gevuld is met grondwater. In de loop van de tijd zal het water steeds meer het karakter van maaswater krijgen. Bij volledige productie zal de verblijftijd in het spaarbekken circa 1 tot 1,5 jaar bedragen. Het gaat in dat geval dus om een stagnante plas, die gevoed wordt met maaswater. In dat geval bestaat de kans dat evenals in andere stagnante wateren er wel bloei van blauwalgen optreedt. Om dergelijke problemen te voorkomen is het spaarbekken voorzien van een beluchtingsinstallatie om door menging over de verticaal de excessieve groei van algen te beperken.

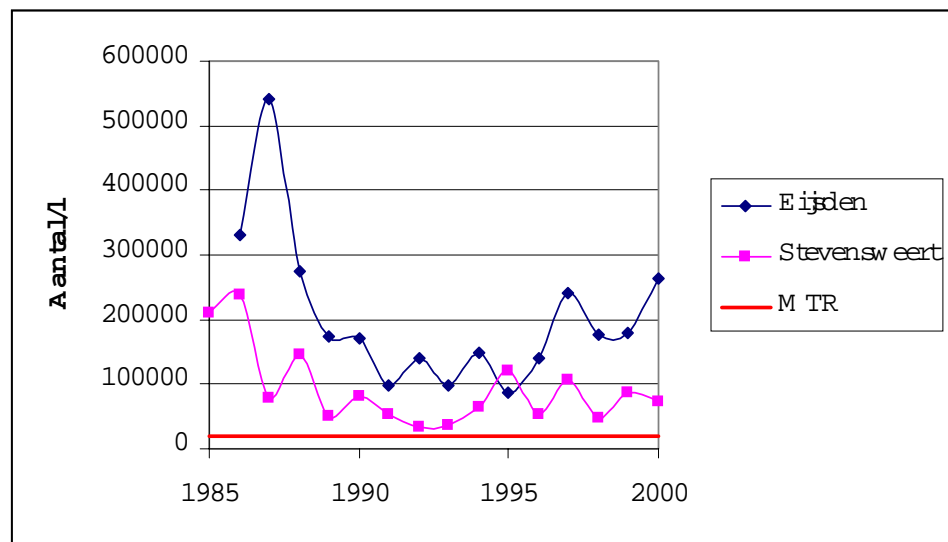
In geval door calamiteiten geen water uit de Maas kan worden ingelaten, wordt het bekken aangevuld vanuit de Bosmolenplas. Deze wordt op haar beurt aangevuld vanuit het Tesken een plas die via een nauwe verbinding in verbinding staat met de Grensmaas. Ten gevolge van de geringe uitwisseling met de Maas treedt hier regelmatig algenbloei op. In deze plas worden 's zomers en in het najaar regelmatig drijfslagen van blauwalgen waargenomen. De waterleidingmaatschappij Limburg heeft plannen om ook in de wintermaanden het spaarbekken aan te vullen via de Bosmolenplas, omdat dit water minder zwevende stof bevat. In de wintermaanden mag overigens niet worden verwacht dat algenbloei een probleem zal zijn.

## 2.1.4

### THERMOTOLERANTE COLIBACTERIËN

Thermotolerante colibacterie, zijn een maat voor de hygiënische betrouwbaarheid van het water. De groep van thermotolerante colibacteriën is een indicator voor mogelijke ziekteverwekkende organismen. De belangrijkste bron is de lozing van ongezuiverd afvalwater. Volgens de norm moet 80 % van de waarnemingen lager zijn dan 20.000 per l. Figuur 2.13 toont het verloop van de 90 percentiel waarden voor de gehalten in Eijsden en Stevensweert over de periode van 1985 tot 2000. Aan het eind van de jaren tachtig zijn de gehalten sterk gedaald. Vanaf de jaren negentig zet deze daling niet door. De nog steeds hoge gehalten in Eijsden moeten worden toegeschreven aan de lozing van ongezuiverd afvalwater in Wallonië. Met name de lozing van huishoudelijk afvalwater van Luik is een belangrijke bron. In de Grensmaas van Eijsden naar Stevenweert nemen de gehalten sterk af. De afnamen moet worden toegeschreven aan de afsterving van bacteriën. De snelheid waarmee bacteriën afsterven wordt bepaald door een complex van factoren. Zo spelen het zuurstofhalte, de instraling van zonlicht en de temperatuur een belangrijke rol. In zuurstofarm water overleven ziekteverwekkende bacteriën langer. Licht heeft desinfecterende werking, dat betekent dat in ondiep helder water de afsterving van bacteriën sneller verloopt.

Figuur 2.13 Thermotolerante colibacteriën In Eijsden en Stevensweert (90% waarden)



## 2.1.5

## MICROVERONTREINIGING EN DE KWALITEIT VAN HET ZWEVEND SLIB

Toxische stoffen zoals zware metalen en organische microverontreinigingen, zijn veelal gehecht aan het zwevend slib. De verspreiding van deze verontreinigingen wordt dan ook vooral bepaald door het transport van zwevende stof. Veel van deze stoffen accumuleren door sedimentatie van slib in de waterbodem. Na inundatie worden deze stoffen afgezet in de weerden.

In de huidige situatie blijft bij afvoeren lager dan zogenaamd "bankfull" afvoer (de afvoer waarbij de uiterwaarden beginnen te overstromen) het meeste slib in suspensie. Dit komt door de hoge stroomsnelheden en het bijbehorende hoge turbulentie niveau. Tijdens *laagwater* wordt op de drooggevallen banken een dun laagje slib en mogelijk klei aangetroffen, dat daar waarschijnlijk is afgezet kort voor het moment van droogvallen van de banken. Tijdens *hoogwater* gaat een (met de waterstand toenemend) deel van de afvoer door de uiterwaarden. Dit water voert slib mee dat deels in de uiterwaarden wordt afgezet. Globaal bestaat er alom het idee dat in de huidige uiterwaarden, zoals bij Itteren, een sedimentatie plaatst vindt van enkele mm's per jaar (wellicht 5 mm per jaar). Daardoor neemt de slibconcentratie af in benedenstroomse richting en dus vermindert ook de slibbelasting van de Zandmaas bij hoogwater.

Tabel 2.4 geeft een overzicht van de kwaliteit van het zwevend stof dat wordt aangevoerd bij Eijsden. Weergegeven zijn de mediane waarden en de jaarmaxima over de periode van 1995- 2002. Voor zware metalen geldt dat met name voor Zink (Zn) de norm (MTR waarde) wordt overschreden. Ook de mediane waarde voor PCB153 overschrijdt de norm. Voor alle stoffen geldt dat de maximale concentraties, veel hoger liggen. Deze maxima vallen samen met pieken in de afvoer.

Tabel 2.4 Kwaliteit van het zwevend stof bij Eijsden

Stof	MTR waarde Voor zwevend stof	Range Mediaan per jaar in de periode van 1995-2000	Range van jaar maxima van 1995-2000
Cd (mg/kg)	18	8.2 – 15.7	16.7-201
Zn (mg/kg)	930	1063-1396	2414-8965
DDE (µg/kg)	2,0	1-2.4	1-7.3
DDT (µg/kg)	18	1-1.3	1-21
HCB (µg/kg)	10	3.6-4	10-100
Lindaan (µg/kg)	460	0.5-1	0.5-10
B(a)P (mg/kg)	6	0.83-1.08	1.29-2.33
PCB153 (µg/kg)	8	13-43	28-550
Som PCB (µg/kg)		60-218	134-2580

Een inschatting van de effecten van de toxische stoffen op het ecosysteem wordt gegeven in Deelrapport 5 over natuur en ecotoxicologische effecten.

## 2.2 AUTONOME ONTWIKKELING OPPERVLAKTEWATERKWALITEIT

### 2.2.1 ZUURSTOFHUISHOUDING

De belangrijkste oorzaak voor de problemen met de zuurstofhuishouding zijn de lozingen van ongezuiverd huishoudelijk afvalwater bovenstrooms in België. Verwacht mag worden dat indien deze lozingen op termijn worden gesaneerd de zuurstofhuishouding sterk zal verbeteren en dat met name de lage zuurstofgehalten in de zomermaanden in Eijsden tot het verleden zullen behoren. Dit zal ook een gunstige invloed hebben op de zuurstofconcentratie in de Grensmaas.

### 2.2.2 NUTRIËNTEN

Ook voor nutriënten mag verwacht worden dat indien op termijn de lozingen van ongezuiverd afvalwater in België worden gesaneerd dit zal leiden tot een sterke daling van de gehalten aan stikstof en fosfaat. Modelberekeningen door Knijff (2000) laten zien dat voor stikstof en fosfaat eerst wordt voldaan aan de MTR waarde indien ook het toestromende water via de zijbeken en vanuit Eijsden voldoet aan de streefwaarden uit de Vierde Nota. Voor fosfaat is de streefwaarde gelijk aan 0,05 mg N/l en voor stikstof gelijk aan 1 mg N/l.

### 2.2.3 ALGENBIOMASSA EN SOORTENSAMENSTELLING

Er mag niet verwacht worden dat de gehalten aan nutriënten op korte termijn zover zullen dalen, dat stikstof of fosfaat beperkend wordt voor de algengroei. Dit betekent dat ook in de toekomst de biomassa wordt bepaald door de verblijftijd. Op dit moment wordt al voldaan aan de norm voor het zomergemiddelde chlorofylgehalte. Aangezien de verblijftijden niet veranderen ten gevolge van de autonome ontwikkeling, wordt niet verwacht dat de soortensamenstelling verandert.

### 2.2.4 THERMOTOLERANTE COLIBACTERIËN

De belangrijkste oorzaak voor de hoge gehalten aan thermotolerante colibacteriën zijn de lozingen van ongezuiverd huishoudelijk afvalwater bovenstrooms in België. Verwacht mag worden dat indien deze lozingen op termijn worden gesaneerd de gehalten sterk zullen dalen. Dit zal ook een gunstige invloed hebben op de gehalten in de Grensmaas.

### 2.2.5 MICROVERONTREINIGINGEN EN DE KWALITEIT VAN HET ZWEVEND SLIB

Met betrekking tot de kwaliteit van het zwevend slib wordt verwacht dat de bovenstroomse lozingen met verontreinigende stoffen in de toekomst af zullen nemen. Dit betekent echter niet een directe verbetering van de kwaliteit van het slib. Een belangrijk deel van het zwevend slib is veroorzaakt door resuspensie van materiaal uit de (verontreinigde) waterbodem en weerden. Dit leidt ertoe dat de kwaliteit van het zwevend slib op de korte en middellange termijn niet sterk verandert.

## 2.3

### EFFECTEN OPPERVLAKTEWATERKWALITEIT VOORKEURSALTERNATIEF 2003

#### 2.3.1

##### ZUURSTOFHUISHOUDING

De verruiming van het zomerbed en de verlaging van de weerden heeft tot gevolg dat lokaal de stroomsnelheden tijdens lage afvoeren in de zomer afnemen. Uit de rivierkundige berekeningen blijkt echter dat over het hele traject van de Grensmaas de gemiddelde stroomsnelheid bij een laag water afvoer van 10 m<sup>3</sup>/s niet veel verandert ten opzichte van de huidige situatie (zie tabel 2.5). In het voorkeursalternatief geldt zelfs dat de gemiddelde stroomsnelheid iets toeneemt. Dit komt omdat in gebieden, waar het rivierbed sterk wordt verruimd, de rivier bij lage afvoeren een weg zoekt door een smalle geul en een groot deel van het verruimde zomerbed niet mee stroomt. De verblijftijd van het water zal dan ook niet toenemen. Een langere verblijftijd zou tot gevolg hebben dat er meer tijd is voor het verbruik van zuurstof voor de afbraak van organische verontreinigingen. De maatregelen in het kader van het voorkeursalternatief leiden dus niet tot een grotere zuurstofconsumptie over het traject van de Grensmaas.

Tabel 2.5 Gemiddelde stroomsnelheid bij een afvoer van 10 m<sup>3</sup>/s

	Gemiddelde stroomsnelheid (m/s)	Standaard deviatie (m/s)	Minimum (m/s)	Maximum (m/s)
Nulalternatief	0,09	0,16	0	2,0
Voorkeursalternatief	0,11	0,22	0	2,4

De stroomsnelheid beïnvloedt ook de aanvoer van zuurstof vanuit de atmosfeer. De reaëratie wordt bepaald door turbulentie aan het grensvlak water lucht. In stromende wateren wordt deze turbulentie bepaald door de stroomsnelheid en de waterdiepte. Een lagere stroomsnelheid, leidt tot een geringere uitwisseling van zuurstof met de atmosfeer. Een afnemende waterdiepte leidt juist tot een grotere uitwisseling. Het netto effect hangt af van de mate waarin beide grootheden veranderen. Op basis van de berekende stroomsnelheden en waterdiepten bij een afvoer van 10 m<sup>3</sup>/s, zijn de reaëratiecoëfficiënten berekend. Het blijkt dat de gemiddelde reaëratiecoëfficiënt in het voorkeursalternatief iets toeneemt ten opzichte van de huidige situatie (zie tabel 2.6). Op basis hiervan mag worden verwacht dat de zuurstofhuishouding licht zal verbeteren.

Tabel 2.6 Gemiddelde reaëratiecoëfficiënt bij een afvoer van 10 m<sup>3</sup>/s

	Gemiddelde reaëratiecoëfficiënt (1/dag)	Standaard deviatie (1/dag)	Minimum (1/dag)	Maximum (1/dag)
Nulalternatief	0,54	1,65	0,06	20,7
Voorkeursalternatief	0,71	2,05	0,06	28,5

Op sommige locaties vindt een omvangrijke verruiming van het rivierbed plaatst. Dit geldt bijvoorbeeld bij Borgharen, Koeweide, Itteren en Meers. Hier zullen grote grindvlakten ontstaan, waarin de rivier ruimte krijgt om grindbanken en geulen te vormen. Dat betekent dat lokaal stroomversnellingen zullen ontstaan, waarin door de toegenomen turbulentie de reaëratie sterk zal toenemen.

Samengevat mag worden geconcludeerd dat ten gevolge van de maatregelen in het voorkeursalternatief de zuurstofhuishouding in het zomerbed van de Grensmaas niet zal verslechteren. Op basis van de berekende stroomsnelheden en waterdiepten bij een voor zuurstof kritische afvoer van 10 m<sup>3</sup>/s, mag zelfs worden verwacht dat er een lichte

verbetering zal optreden. In het voorkeursalternatief zal de verblijftijd van het water over het traject van de Grensmaas iets korter worden en de aanvoer van zuurstof vanuit de lucht neemt enigszins toe.

Wel kunnen problemen met de zuurstofhuishouding optreden in stagnante delen en plassen die verbonden zijn met de rivier. In deze zones kan algenbloei optreden, waardoor er grote verschillen ontstaan tussen het zuurstofgehalte overdag en 's nachts. Overdag produceren de algen zuurstof, terwijl er 's nacht alleen zuurstof wordt geconsumeerd. Dit kan leiden tot zeer lage gehalten aan zuurstof vlak voor zonsopgang. Daarnaast kan na het afsterven van de algen een grote zuurstofvraag ontstaan, waardoor zuurstofloosheid ontstaat.

### 2.3.2

#### NUTRIËNTEN

De maatregelen genomen in het kader van het voorkeursalternatief Grensmaas zullen geen direct effect hebben op de gehalten aan nutriënten. De concentraties worden voornamelijk bepaald door de aanvoer vanuit België. Eventueel kan door een verhoogde sedimentatie na rivierverruiming en weerdverlaging de accumulatie van fosfaat in sedimentatiezones (in stagnante delen) toenemen. Dit betekent dat het totaal gehalte aan fosfaat in de waterkolom afneemt en het fosfaat deels wordt vastgelegd in de bodem. Circa 60 % van het fosfaat is aanwezig als opgelost ortho-fosfaat. De resterende 40 % kan in principe tot sedimentatie komen. Uit het morfologisch onderzoek (Akkerman, 2003) blijkt echter dat tijdens hoogwater de afname van de slibconcentratie gering zal zijn. Er wordt zelfs een geringe verhoging van de afvoer van slib naar de Zandmaas verwacht. Ook verwacht men dat tijdens de lage afvoeren de slibhuishouding niet veel zal veranderen. Omdat de hoofdgeul lager blijft dan de stroomverbreding zal bij lage afvoeren (lager dan circa 100 m<sup>3</sup>/s) al het in de oude geul gesedimenteerde slib weer in beweging komen. Het effect van sedimentatie en accumulatie van aan slib gebonden fosfaat zal dan ook te verwaarlozen zijn.

Stikstof is vooral in opgeloste vorm als nitraat aanwezig en is als zodanig niet aan sedimentatie onderhevig.

### 2.3.3

#### ALGENBIOMASSA EN SOORTENSAMENSTELLING

De algenbiomassa in de Grensmaas wordt vooral gestuurd door de verblijftijd. Uit de resultaten van het rivierkundig onderzoek blijkt dat de verblijftijd na rivierverruiming niet zal toenemen. Omdat in de huidige situatie geen problemen met algengroei optreden (de norm voor het zomergemiddelde chlorofylgehalte van 100 µg/l wordt niet overschreden), mag dan ook verwacht worden dat ook na uitvoering van het voorkeursalternatief er geen problemen zullen optreden.

Ook mag niet worden verwacht dat de soortensamenstelling sterk zal veranderen in de Grensmaas. In de huidige situatie wordt de algenpopulatie gedomineerd door groenalgen en kiezelwieren. Blauwalgen komen slechts in zeer geringe aantallen voor. De verblijftijd blijft dusdanig kort dat geen gevaar optreedt voor bloei van blauwalgen.

Problemen met algenbloei en bloei van blauwalgen kunnen wel voorkomen in stagnante wateren. De analyse van de huidige situatie leert dat in plassen, die in openverbinding staan met de Grensmaas geen dominantie van blauwalgen optreedt. In deze plassen is de uitwisseling met de Maas zo groot is dat zich door de korte verblijftijd geen hoge biomassa

aan blauwalgen kunnen ontwikkelen. Dit geldt ook voor de nevengeulen (bij Vissersweert, Koeweide en Maasband). Ook hier mag verwacht worden dat de uitwisseling voldoende is. Uit modelberekeningen (Jansen, 2002) blijkt dat voor een nevengeul in de Zandmaas (van vergelijkbare dimensies) geen bloei van blauwalgen zal treden.

Problemen met de bloei van blauwalgen treden in de huidige situatie wel op in plassen die niet in openverbinding staan met de Grensmaas. Deze plassen worden tijdens hoogwater gevoed met voedselrijk water uit de Grensmaas. Het aandeel van deze plassen in het voorkeursalternatief neemt echter af. Totaal is in het Grensmaas gebied circa 1100 ha aan stagnant water aanwezig. In de huidige situatie staat hiervan 783 ha in open verbinding met de Grensmaas. Na realisatie van het voorkeursalternatief neemt het oppervlak hiervan toe tot 839 ha.

#### 2.3.4 THERMOTOLERANTE COLIBACTERIËN

Van de maatregelen genomen in het kader van het voorkeursalternatief zijn geen grote effecten te verwachten op de gehalten aan thermotolerante colibacteriën. De belangrijkste oorzaak voor de hoge gehalten aan bacteriën zijn de lozingen van ongezuiverd huishoudelijk afvalwater bovenstrooms in België. De afsterving van bacteriën wordt bepaald door het zuurstofgehalte, de instraling en de temperatuur. Geen van deze factoren zal dusdanig veranderen, dat verwacht mag worden dat de afstervingsnelheid zal toe- of afnemen.

#### 2.3.5 MICROVERONTREINIGING EN DE KWALITEIT VAN HET ZWEVEND SLIB

De kwaliteit aangevoerde slib zal hetzelfde blijven, en daarmee dus ook de belasting van de Grensmaas. Voor stoffen die sterk gebonden zijn aan het zwevend slib kan door een gewijzigde sedimentatie de concentratie in de waterkolom afnemen. Evenals voor fosfaat (zie 2.3.2) geldt dat ook voor microverontreinigingen het effect van veranderingen in de sedimentatie nauwelijks effect zal hebben op de concentraties in het water. Wel zullen de maatregelen leiden tot een vermindering van de belasting van de uiterwaarden. Op basis van het morfologisch onderzoek (Akkerman, 2003) wordt verwacht dat de *sedimentatie op de uiterwaarden* van de Grensmaas tot circa de helft zal afnemen. Er wordt geschat dat de gemiddelde jaarlijkse aanslibbing van 5 mm op de uiterwaarden zal afnemen tot circa 2,5 mm, als gevolg van de verlaging van de overstromingsfrequentie.

De ecotoxicologische effecten van de afzetting van microverontreinigingen worden besproken in hoofdstuk 3.

#### 2.3.6 BOTULISME

In stagnant water kan botulisme optreden. Botulisme is een ziekte die wordt veroorzaakt door een bacterie. Botulisme komt voor als de temperatuur van het oppervlaktewater boven de twintig graden stijgt. De bacterie is vaak te vinden in stilstaand water. Botulisme kan aanleiding geven tot massale sterfte onder watervogels. In de huidige situatie komt botulisme voor in een aantal stagnante wateren langs de Grensmaas. Zo wordt in de plas bij Koeweide regelmatig botulisme aangetroffen (Zuiveringschap Limburg, 2001). Botulisme ontstaat in de ondiepe oeverzones van deze plas. Rivierverruiming en weerdverlaging kunnen leiden tot het ontstaan van ondiepe poelen en stagnante zones, waarin ook in de

zomermaanden bij lage afvoer water blijft staan. Ook in de voorziene nevengeulen bij Vissersweert en Maasband is dit het geval. Deze poelen trekken watervogels aan en bovendien wordt het water hier snel opgewarmd. Verwacht mag worden dat daar waar ook in de zomermaanden ondiepe poelen blijven bestaan de problemen met botulisme zullen toenemen. Dergelijke ondiepe poelen mogen verwacht worden op locaties waar het water slecht weg kan, bijvoorbeeld op de kleibergingen en de onvergraven natuurgebieden. Door zorg te dragen voor een goede afwatering in deze gebieden kunnen problemen worden voorkomen. Op de locaties waar rivierverruiming of weerdverlaging plaats vindt, mag verwacht worden dat de ontwatering via het vrij liggende grind dusdanig goed is dat in de zomermaanden geen permanente poelen zullen ontstaan.

### 2.3.7

#### MUGGEN

De ondiepe poelen en stagnante zones, waarin ook in de zomermaanden water blijft staan, zijn een broedplaats voor muggen. Ook plas-/drasoevers en moerassige gebieden in natuurterreinen bevorderen de ontwikkeling van muggen. Dit kan leiden tot overlast. Overigens moet worden opgemerkt dat in natuurgebieden, muggen (en hun larven) een belangrijke bron van voedsel zijn voor andere organismen.

Recent is een discussie ontstaan of het beleid van vernatting leidt tot vergroting van de kans op het optreden van malaria (STOWA 2001). De ziekte malaria wordt veroorzaakt door een eencellige malariaparasiet, die zich in het menselijk bloed kan vermenigvuldigen en dan koorts veroorzaakt. Malaria wordt overgebracht indien men wordt gestoken door een mug die al eerder een besmet zoogdier heeft gestoken.

De gevaarlijke tropische "malaria tropica" wordt veroorzaakt door de malariaparasiet *Plasmodium falciparum*. Deze parasiet kan zich niet vermenigvuldigen in Nederland. In ons land zijn geen geschikte muggensoorten voor het overbrengen van deze parasiet en bovendien is de temperatuur in ons land te laag. Een infectiebron vanuit de tropen met deze parasiet kan zich dus niet verder in ons land verspreiden.

Een andere, minder gevaarlijke vorm van malaria, wordt veroorzaakt door de parasiet *Plasmodium vivax*. Vroeger kwam een bijzondere variant van deze malariaparasiet in Nederland voor en heeft in het verleden tot problemen geleid. Deze vorm van malaria stond bekend als de "anderdaagse koorts". De laatste gevallen van deze vorm van malaria in Nederland dateren van ongeveer 1955. De muggen, die deze vorm van malaria kunnen overbrengen, behoren tot een speciale soort steekmuggen, namelijk *Anopheles atroparvus*. Deze *Anopheles atroparvus* kwam als larve vrijwel alleen voor in stilstaand enigszins brak water, zoals vroeger veel in Noord-Holland en op de Zuid-Hollandse en Zeeuwse eilanden voorkwam. De mug is in de eerste helft van de vorige eeuw krachtig bestreden. Daardoor, maar ook door de verzoeting van het water, is deze malariavariant verdwenen. Tijdens onderzoek in 1999 bleek dat de mug *Anopheles atroparvus* vrijwel niet meer voorkomt. De weinige muggen van deze soort, die nog werden aangetroffen, bleken alleen bloed van koeien, paarden en schapen te hebben opgenomen. De kans op herintroductie van malaria is dus uiterst gering. Enerzijds omdat de mug die malaria overbrengt slecht in zeer geringe aantallen aanwezig is, en omdat er geen besmette personen zijn.

### 2.3.8

#### ZWEVENDE STOF

De effecten op het gehalte aan zwevende stof zijn van belang voor de inname van water voor de productie van drinkwater te Heel. Een te hoog gehalte aan zwevende stof kan leiden tot verstopping van filters bij de toepassing van oeverinfiltratie.

Bij rivierverruiming zoals bij uitvoering van het voorkeursalternatief 2003, ontstaan er verschillende effecten op de slibhuishouding. In de oorspronkelijke laagwaterbedding zal er niet veel veranderen, tenzij deze deel uitmaakt van een verruimingslocatie en sterke opslibbing krijgt door verplaatsing van de Thalweg (bochtafsnijding). Ook dan zal bij laagwater de stroming aldaar de huidige stroming benaderen, waardoor het sediment weer wordt opgepikt. In de verruimingslocatie zelf kan slib neerslaan in stroomluwe gebieden. Op de onvergraven uiterwaarden zal de overstromingsfrequentie afnemen, waardoor minder aanslibbing kan worden verwacht.

Met name op die plaatsen waar een aanzienlijke geulverbreding in de binnenbocht plaatsvindt, zullen bij lagere afvoeren delen van het zomerbed nauwelijks bijdragen aan de afvoer van water en zullen stagnante situaties optreden. Verwacht wordt dat onder die omstandigheden enige sedimentatie van slib in die stagnante delen zal optreden. Waarschijnlijk zal bij andere (hogere) afvoeromstandigheden het afgezette slib weer gemobiliseerd worden. Een en ander leidt tot een wijziging van de relatie tussen slibconcentratie en afvoer benedenstrooms van de Grensmaas, maar de totale hoeveelheid slib die wordt getransporteerd bij lager dan 'bankfull' afvoeren zal nauwelijks wijzigen.

Dit ligt anders tijdens hoogwaters. Door de rivierverruimende maatregelen zullen de waterstanden dalen, waardoor de rivier minder vaak zijn uiterwaarden zal overstromen. Daardoor zal de afvoer door de uiterwaard ook afnemen bij gelijkblijvende totale afvoer. Het gevolg is dat minder slib door convectie naar de uiterwaarden zal worden afgevoerd. Daardoor vindt er ook minder sedimentatie van slib plaats en deze sedimentatie is alleen afkomstig van perioden met hogere afvoeren. Als gevolg daarvan zal tijdens hoogwater meer slib naar de Zandmaas worden afgevoerd. Tijdens dit MER onderzoek is dit effect onderzocht met een methode van Narinesingh (1995), die daarvoor enigszins vereenvoudigd is. Het onderzoek leidt tot de volgende conclusies:

- In de huidige situatie slaat bij hoge afvoeren 10 a 15% van het slib neer in de Grensmaas uiterwaarden, en voor het voorkeursalternatief 2003 daalt dit percentage tot 5 à 10%.
- De toename van de slibbelasting van de Zandmaas zal afhankelijk van de afvoer variëren tussen 0 (voor afvoeren lager dan de bankfull afvoer) tot circa 5% (voor de hoogste afvoeren). Daar de hogere afvoeren slechts een relatief geringe tijd optreden, zal de toename van de totale slibbelasting slechts enkele procenten bedragen.

Geconcludeerd kan worden dat de sedimentatie op de uiterwaarden van de Grensmaas tot circa de helft zal afnemen en dat de toename van de belasting met zwevend slib van de Zandmaas slechts gering zal zijn.

In de loop van de tijd zal de vegetatie overigens een rol gaan spelen. Toenemende vegetatie betekent meer slibinvang en omgekeerd, zodat permanente slibsedimentatie in de toekomst



zeker mogelijk is. Of deze sedimentatie de huidige aanslibbing zal overstijgen is echter de vraag. Vooralsnog wordt er hier niet vanuit gegaan.

Samengevat kan worden geconcludeerd dat het effect van het voorkeursalternatief geen grote effecten zal hebben op de gehalten aan zwevende stof in de Grensmaas. Er wordt niet verwacht dat de inname van water vaker zal moeten worden gestaakt, omdat de gehalten aan zwevende stof te hoog zijn.

## 2.4

### EFFECTEN OPPERVLAKTEWATERKWALITEIT EP+ EN EP-

De rivierkundige berekeningen (zie deelrapport 1) voor de EP+ en EP- opties laten zien dat de resultaten nauwelijks afwijken van die van het voorkeursalternatief 2003. Slechts lokaal treden bij hoge afvoeren verschillen op in de waterstanden. Verschillen treden met name op bij Itteren, Aan de Maas, Meers en Koeweide. Deze liggen in de orde van 5 tot 10 cm bij een afvoer met een herhalingsstijd van 1/250. Verwacht wordt dat bij lagere afvoeren de verschillen nog kleiner zijn. Voor zuurstof geldt dat met name de perioden met lage afvoer in de zomermaanden het meest kritisch zijn. Voor beide ontwerp-opties geldt dat in deze periode de rivier binnen het zomerbed zal blijven en dat stroomsnelheden en dus ook verblijftijden niet of nauwelijks zullen veranderen. Dit betekent dat er geen positieve of negatieve effecten te verwachten zijn van een grotere of lagere ontgravingsdiepte.

De opties EP+ en EP- zullen ook niet leiden tot andere effecten als het gaat om de gehalten aan nutriënten thermotolerante bacteriën. De concentraties hiervan worden vrijwel volledig bepaald door kwaliteit van het bovenstrooms aangevoerde water.

### 2.4.1

#### EP-

##### *Effect op algenbiomassa en soortensamenstelling*

Een ontgravingsdiepte van -0,5m leidt er toe dat ook bij lagere afvoeren een groter deel van het zomerbed watervoerend zal zijn. Dit leidt er toe dat er grotere stagnante of langzaam meestromende zones ontstaan. Verwacht wordt dat de uitwisseling met de hoofdstroom voldoende is om niet te leiden tot problemen met bloei van blauwalgen.

##### *Botulisme en muggen*

Verdere verlaging van de weerden kan leiden tot de vorming van meer poelen en plassen. Of daadwerkelijk een grotere vernatting optreedt zal afhangen van de lokale ontwatering. Indien er ook in de zomermaanden meer permanente vernatting optreedt neemt de kans op het optreden van botulisme en overlast met muggen toe.

##### *Verspreiding van verontreinigd slib*

Een lager insteekniveau zal leiden tot lokaal lagere waterstanden. Dit zal er toe leiden dat de hoger gelegen delen minder vaak inunderen. Hierdoor zal daar minder slib met de daar aangehechte verontreinigingen worden afgezet. Ten opzicht van EP kan dit leiden tot een grotere vracht richting de Zandmaas. Overigens wordt in het morfologische onderzoek (Akkerman, 2003) het effect hiervan als minimaal ingeschat.

### 2.4.2

#### EP+

##### *Effect op algenbiomassa en soortensamenstelling*

Een hogere ontgravingsdiepte leidt er toe dat bij de lagere afvoeren er minder stagnante en langzaam meestromende zones ontstaan. Dit betekent dat het areaal waar potentieel bloei

van blauwalgen kan ontstaan afneemt. Overigens wordt ingeschat dat in stagnante zones, die ontstaan indien tot een lagere diepte wordt ontgraven ook geen bloei van blauwalgen wordt verwacht. Variatie van de ontgravingsdiepte zal dan ook niet leiden tot een positieve of negatieve effecten op de algenbiomassa en de soortensamenstelling.

#### *Botulisme en muggen*

Bij een ontgravingsdiepte van + 0,5m ten opzichte van het voorkeursalternatief, bestaat er minder kans op blijvend natte gebieden in de zomermaanden. Dit verkleint de kans op het optreden van botulisme en overlast door muggen.

#### *Verspreiding van verontreinigd slib*

Inundatiefrequentie en duur van de verlaagde weerden zal afnemen waardoor hier minder slib zal afzetten. Uit het morfologisch onderzoek (Akkerman, 2003) blijkt echter dat het effect gering zal zijn. Verwacht wordt dat er over een jaar voldoende afvoersituaties voorkomen, waarbij eventueel afgezet slib weer wordt opgepakt. Een mindere verlaging van de weerden zal er toe leiden dat tijdens hoogwater de waterstanden iets minder zullen dalen dan in het voorkeursalternatief. Dit betekent dat de inundatieduur van de hoger gelegen delen toeneemt. Hier zal dus meer slib kunnen worden afgezet. Gezien het feit dat de verschillen in waterstanden met het voorkeursalternatief zeer gering zijn en slechts lokaal van aard, wordt verwacht dat ook dit effect niet erg groot zal zijn.

## 2.5

### EFFECTEN OPPERVLAKTEWATERKWALITEIT MMA

De belangrijkste maatregel in het MMA is het meenemen van de 3 Vlaamse Boertien locaties. Dit leidt tot een grotere verruiming van de rivier, waardoor er een grotere daling van de waterstanden optreedt. Bij extreme afvoeren (1/250) neemt de verlaging toe van 31 cm in het voorkeursalternatief tot 57 cm in het MMA. Bij lage afvoeren zijn de verschillen in waterstand minder groot. Een andere maatregel die is opgenomen in het MMA is de afwerking van de dekgrond bergingen tot aan maaiveld.

Ten opzichte van het voorkeursalternatief zullen de effecten op de zuurstofhuishouding, de gehalten aan nutriënten en thermotolerante bacteriën niet veranderen. Ook de algenbiomassa en soortensamenstelling zal naar verwachting niet veranderen. De verblijftijden in het zomerbed zullen niet veranderen. Wel zullen bij de 3 Vlaamse locaties door rivierverruiming stagnante of langzaam meestromende zones ontstaan. Evenals voor de andere locaties waar rivierverruiming wordt voorzien, wordt aangenomen dat de uitwisseling met de hoofdstroom voldoende is om bloei van blauwalgen te voorkomen.

De hogere afwerking van de dekgrondbergingen (tot aan het huidige maaiveld) heeft tot gevolg dat deze minder nat blijven. De kans op de vorming van poelen en plassen die ook in de zomer permanent nat zijn neemt af. Dit vermindert de kans op het optreden van botulisme en overlast van muggen.

De afname van de waterstand in het MMA heeft tot gevolg dat hoger gelegen gebieden minder vaak inunderen, wat leidt tot de afzetting van minder verontreinigd slib.

HOOFDSTUK

# 3 Ecotoxicologie

## 3.1 HUIDIGE SITUATIE ECOTOXICOLOGIE

### 3.1.1 WEERDEN

Toxische stoffen zoals zware metalen en organische microverontreinigingen zijn veelal gehecht aan het zwevend slib. De verspreiding van deze verontreinigingen wordt dan ook vooral bepaald door het transport van zwevend stof. Veel van deze stoffen accumuleren door sedimentatie van slib in de waterbodem. Na inundatie worden deze stoffen afgezet in de weerden. De mate van verontreiniging van de weerden en daarmee de ecotoxicologische risico's zijn afhankelijk van de kwaliteit van het zwevend slib en de overstromingsduur-/frequentie. Voor een aantal stoffen en een aantal taxonomische groepen is bij verschillende overstromingsfrequenties de mate van blootstelling berekend. Deze mate van blootstelling (Predicted Environmental Concentration) is vervolgens vergeleken met de No Observed Effect Concentration (NOEC of NEC). Voor het studiegebied is elk deelgebied met een bepaalde overstromingsfrequentie gekoppeld aan de bijhorende risico- ofwel toxiciteitsklasse. De resultaten van de berekeningen worden weergegeven in tabel 3.1. Het gaat hier om de resultaten van de berekeningen met gemiddelde mediane concentraties in het zwevende slib en de aangepaste waarden voor de NOEC en partiticoëfficiënten (zie bijlage 2).

Tabel 3.1 toxiciteitsklassen voor aangepaste NOEC's, partiticoëfficiënten en gemiddelde mediane concentraties

Overstromingsfrequentie (1/jr):	27	5	0.5	0.1	0.02	0.004
	Klasse	klasse	klasse	klasse	klasse	klasse
Aquatische insecten	1	1	1	0	0	0
Vlokreeft ( <i>Gammarus pulex</i> )	1	1	1	1	1	0
Driehoeksmossel ( <i>Dreissena polymorpha</i> )	2	2	2	2	1	1
0-jarige witvis	2	2	2	2	1	1
meerjarige witvis (barbeel en blankvoorn)	2	2	2	2	1	1
Regenworm ( <i>Lumbricus rubellus</i> )	1	1	1	1	1	0
Waterplanten (inclusief algen)	0	0	0	0	0	0
Landplanten	3	2	2	2	2	1
Oeverwaluw ( <i>Riparia riparia</i> )	3	3	3	3	3	2
Eendachtige	2	2	2	2	2	1
Visdiefje ( <i>Sterna hirundo</i> )	2	2	2	2	2	1
Aalscholver ( <i>Phalacrocorax carbo</i> )	3	3	2	2	2	2
Otter ( <i>Lutra lutra</i> )	3	2	2	2	2	1
Bever ( <i>Castor fiber</i> )	1	1	0	0	0	0
Bever ( <i>Castor fiber</i> ) (nier)	1	1	0	0	0	0
Das ( <i>Meles meles</i> )	2	2	2	2	2	2

Voor een drietal karakteristieke organismen: de 0 jarige witvis, de oeverwaluw en de bever zijn de totaal oppervlakten per toxiciteitsklasse bepaald. Het eindresultaat is weergegeven in tabel 3.2.

Tabel 3.2 Indeling studiegebied in toxiciteitsklassen voor de huidige situatie

	Oppervlak in ha Nulalternatief <sup>1</sup>	
	Klasse 1 Gering risico	Klasse 2 Matig risico
Witvis	1811	5314
	Klasse 2 Matig risico	Klasse 3 Groot risico
	Oeverwaluw	900
	Klasse 0 Geen risico	Klasse 1 Gering risico
	Bever	5705

<sup>1</sup> Het totaal geïnundeerd oppervlak bij de hoogste overstromingsfrequentie voor het nulalternatief is 7130 ha

In de huidige situatie levert het afgezette slib ter plaatse van het grootste deel van het studiegebied (6.224 hectare) een groot risico op voor de oeverwaluw. Voor de 0 jarige witvis is voor een gebied van 1.811 hectare een gering risico en voor een gebied van 5.314 hectare een matig risico aanwezig. Voor de bever is in de huidige situatie sprake van geen of een gering risico.

### 3.1.2

#### ZOMERBED

Tabel 3.3 geeft de risico's zoals berekend voor de in het zomerbed verblijvende soorten. Weergegeven zijn de PEC/NEC ratios. De ratios zijn afzonderlijk gesommeerd voor zware metalen en de andere verontreinigingen. De toxiciteitsklasse is vervolgens bepaald op basis van het maximum van deze gesommeerde ratios. Voor de oeverwaluw wordt een groot risico ingeschat (klasse 3). Een matig risico wordt ingeschat voor de Driehoeksmossel, de 0 jarige witvis, eendachtigen, het visdiefje, de aalscholver en de otter. Voor de andere organismen geldt een gering tot geen risico.

Tabel 3.3 Risico als PEC/NEC en toxiciteitsklassen voor de in het zomerbed verblijvende soorten

	Cd	Zn	B(a)P	PCB153	HCB	DDT	DDE	Lindaan	DDT+DDE	som-PCB	TEF's	Som metalen	Som overige	Tox. klasse
Aquatische insecten	0.26	0.12	0.05	n	0.01	0.00	0.00	0.00	N	n	n	0.38	0.06	1
Vlokreeft ( <i>Gammarus pulex</i> )	0.26	0.12	0.38	n	0.01	0.00	0.00	0.00	N	n	n	0.38	0.39	1
Driehoeksmossel ( <i>Dreissena polymorpha</i> )	5.21	0.12	0.05	n	0.01	n	n	0.00	N	0.00	n	5.33	0.06	2
0-jarige witvis	5.21	0.51	0.00	n	0.00	n	n	0.00	N	0.01	n	5.72	0.01	2
meerjarige witvis (barbeel en blankvoorn)	5.21	0.24	0.00	n	0.00	n	n	0.00	N	0.01	n	5.44	0.01	2
Waterplanten (inclusief algen)	0.05	0.05	0.02	n	n	n	n	0.00	N	0.00	n	0.10	0.02	0
Oeverzwaluw ( <i>Riparia riparia</i> )	2.35	0.94	4.58	n	0.00	n	n	0.00	0.09	0.52	21.89	3.29	26.56	3
Eendachtige	1.80	0.94	1.03	n	0.01	n	n	0.00	0.04	0.08	3.40	2.74	4.49	2
Visdiefje ( <i>Sterna hirundo</i> )	0.11	0.15	0.90	n	0.00	n	n	0.00	0.02	0.10	4.31	0.26	5.23	2
Aalscholver ( <i>Phalacrocorax carbo</i> )	0.44	0.10	1.72	n	0.00	n	n	0.00	0.03	0.19	8.23	0.54	9.98	2
Otter ( <i>Lutra lutra</i> )	0.28	0.07	1.09	n	0.01	n	n	0.00	0.00	0.12	5.20	0.34	6.30	2

### 3.1.3

#### WATERKOLOM

Voor een aantal stoffen is bekeken welke concentraties in het oppervlaktewater aanwezig zijn en wat bij deze concentraties het percentage bedreigde soorten (PAF) is. De concentraties in het oppervlaktewater betreffen representatieve gemiddelden van opgeloste concentraties. Het percentage bedreigde soorten wordt berekend door de concentratie te vergelijken met de gevoeligheidsverdeling van soorten voor die stof. Deze gevoeligheidsverdelingen van soorten voor stoffen zijn met behulp van een statische extrapolatiemethode afgeleid op basis van toxiciteitsgegevens (NOEC's) van verschillende soorten voor een stof. Een aantal PAF-waarden zijn op basis van gemeten oppervlaktegegevens berekend tijdens een studie van Witteveen+Bos, die uitgevoerd is in opdracht van het RIZA (Witteveen en Bos, 2000). In de onderstaande tabel 3.4 zijn voor een aantal stoffen de bijbehorende oppervlaktewaterconcentraties en PAF-waarden weergegeven (bron: resultaten regio A, Grensmaas, uit de bovengenoemde studie van Witteveen+Bos).

Tabel 3.4 Percentage bedreigde soorten per stof

Stof	Concentratie in µg/l	PAF
Zink	31,60	0,26
Koper	4,59	0,17
PCB (7)	0,00	PAF-curve niet beschikbaar
Antraceen	0,01	PAF-curve niet beschikbaar
Benzo(a)antraceen	0,00	PAF-curve niet beschikbaar
fenantreen	0,03	PAF-curve niet beschikbaar
α-endosulfan	0,00	PAF-curve niet beschikbaar
HCb	0,00	0,00
Nikkel	3,39	0,07
Minerale olie	niet opgenomen	niet opgenomen
Cholinesteraseremmers	0,75	PAF-curve niet beschikbaar
Diuron	0,22	0,03
Cadmium	0,18	0,03

In de rapportage van Witteveen+ Bos is een PAF van groter dan 0,1 (10%) aangenomen als grens voor het wel of niet opnemen van de betreffende stof in de lijst met probleemstoffen. Het niveau van 5% is bij de afleiding van de MTR-waarden in de normstelling gebruikt. De reden dat Witteveen+Bos de grens bij 10% heeft gelegd, is omdat de lijst met probleemstoffen te lang zou worden indien 5% zou worden gehanteerd. Uit de bovenstaande tabel blijkt dat het percentage bedreigde soorten voor de parameters zink en koper de 10% overschrijdt. Voor de parameter nikkel wordt de waarde van 5% overschreden.

### 3.2

#### AUTONOME ONTWIKKELING ECOTOXICOLOGIE

De ecotoxicologische risico's worden bepaald door de kwaliteit van het zwevend slib en de overstromingsfrequentie. Door een verwachte afname van bovenstroomse lozingen zal een verbetering optreden in de kwaliteit van het zwevend slib. Maar een belangrijk deel van het zwevend slib is afkomstig uit resuspensie van grond uit de nog altijd verontreinigde waterbodem. Dit leidt ertoe dat de kwaliteit van het zwevend slib op de korte en middellange termijn niet sterk verandert. De overstromingsfrequentie zal in de autonome ontwikkeling niet wijzigen. De ecotoxicologische risico's zullen dus in de autonome ontwikkeling niet afwijken van de huidige situatie.

### 3.3

#### EFFECTEN ECOTOXICOLOGIE VOORKEURSALTERNATIEF

Op basis van de inundatieduur zijn de ecologische effecten van de afzetting van verontreinigd slib ingeschat. Bij de berekeningen is gebruik gemaakt van de mediane waarden van de kwaliteit van het zwevend slib over de periode 1995-2000. Tabel 3.5 geeft een overzicht van de risico klassen zoals die bepaald zijn voor een aantal organismen op basis van de verhouding tussen de blootstelling en de NEC waarden. Weergegeven zijn de totale oppervlakten van de risico klasse voor het nulalternatief en het eindplan. Voor de beoordeling van de effecten is gekozen voor een drietal karakteristieke organismen: 0 jarige witvis, de oeverzwaluw en de bever.

Tabel 3.5 Oppervlak ecotoxicologische risico klassen voor witvis, oeverzwaluw en bever voor het nulalternatief en het eindplan

	Oppervlak ha Nulalternatief <sup>1</sup>		Oppervlak ha Eindplan	
	Klasse 1 Gering risico	Klasse 2 Matig risico	Klasse 1 Gering risico	Klasse 2 Matig risico
Witvis	1811	5314	915	5111
	Klasse 2 Matig risico	Klasse 3 Groot risico	Klasse 2 Matig risico	Klasse 3 Groot risico
Oeverzwaluw	900	6224	567	5459
	Klasse 0 Geen risico	Klasse 1 Gering risico	Klasse 0 Geen risico	Klasse 1 Gering risico
Bever	5705	1420	4106	1929

<sup>1</sup> Het totaal geïnundeerd oppervlak bij de hoogste overstromingsfrequentie voor het nulalternatief is 7130 ha en voor het eindplan is dit gelijk aan 6030 ha.

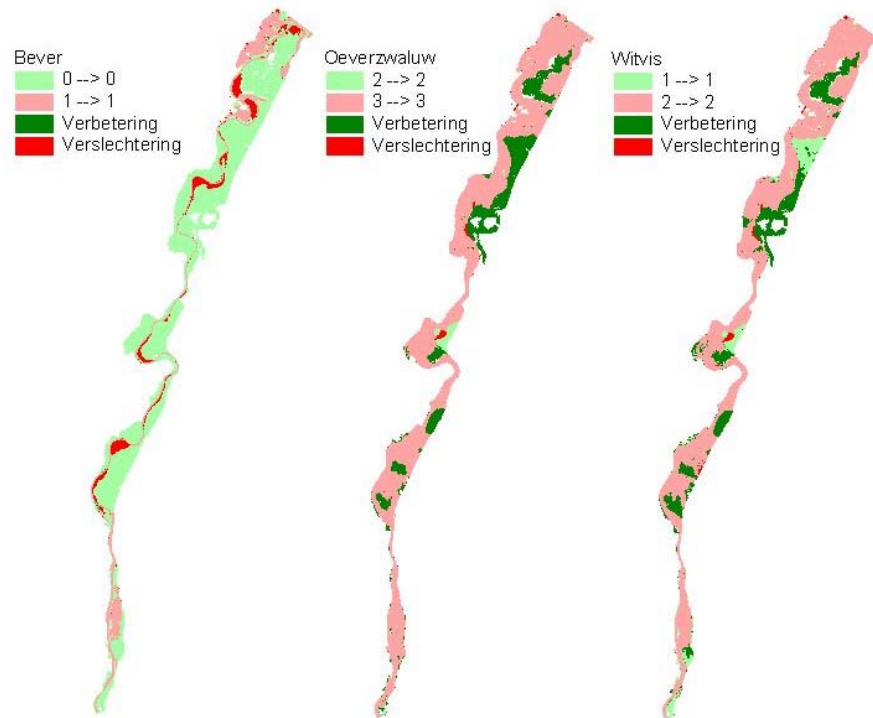
Voor witvis komen alleen de klassen 1 en 2 voor. Voor de oeverzwaluw geldt dat zowel klasse 2 als 3 voorkomen en voor de bever wordt alleen klasse 0 en 1 gevonden. Opgemerkt wordt dat het gaat om een potentieel risico. Dat wil zeggen dat er een risico is indien het desbetreffende organisme ook daadwerkelijk voorkomt.

Voor witvis geldt dat het oppervlak met een gering en matig risico beide afneemt. Deze afname is vrijwel geheel toe te schrijven aan de afname van het totaal oppervlak dat inundeert. Voor het eindplan geldt dat ook bij de hoogste overstromingsfrequentie een deel van het gebied niet meer inundeert. Hier wordt dus geen verontreinigd slib afgezet. De totale afname van het geïnundeerd oppervlak bedraagt ca. 1100 ha, wat overeenkomt met de afname van de som van het oppervlak met een klasse 1 en 2 risico.

Voor de oeverzwaluw geldt dat het oppervlak met een matig en groot risico afneemt. Ook deze afname is volledig toe te schrijven aan de afname van het geïnundeerde oppervlak in het eindplan.

Voor de bever geldt dat in het nulalternatief het grootste deel van het oppervlak geen risico gebied is. Voor een gebied met een oppervlak van 1420 ha geldt dat het valt in klasse 1 (gering risico). In het eindplan neemt het gebied met een risico klasse 1 toe, terwijl het gebied zonder risico afneemt. De toename van het gebied met een gering risico wordt gevonden, daar waar aanzienlijke rivierverruiming heeft plaats gevonden (zie figuur 3.1).

Figuur 3.1 Verandering van de ecotoxicologische risico klasse. Vergelijking van de huidige situatie/autonome ontwikkeling en het voorkeursalternatief 2003



In figuur 3.1 wordt de ruimtelijke verdeling van de risico klasse weergegeven. Aangegeven wordt in hoeverre er in het eindplan een verbetering of verslechtering optreedt. Verbetering of verslechtering treedt op indien de risico klasse verandert. Tevens wordt aangegeven waar de klasse niet verandert.

Duidelijk is te zien dat in gebieden waar de rivier sterk wordt verruimd het risico voor de bever toeneemt. Op deze locaties staat nu ook bij lage afvoeren gedurende lange tijd water, wat er toe leidt dat zich hier verontreinigd slib afzet. De kwaliteit van het afgezette slib leidt er toe dat voor de Bever het risico van klasse 0 naar klasse 1 toeneemt. Ook voor witvis en de oeverzwaluw geldt dat op een aantal locaties, het risico toeneemt. Het gaat hier om gebieden die vrijwel permanent watervoeren. Het oppervlak waarvoor het risico voor deze organismen toeneemt is overigens zeer gering. In de gebieden waar de inundatieduur sterk afneemt (of in het geheel geen inundatie meer plaats vindt) treedt verbetering op.

Voor de meeste organismen geldt dat het oppervlak in een risicoklasse afneemt. Voor de bever daarentegen neemt het oppervlak toe. De afname van de risicoklasse komt doordat de hoge weerden (onvergraven gebieden) minder vaak zullen overstromen. In het gebied van de rivierverbreding zal wel telkens tijdelijk slib bezinken, maar wordt tevens weer ‘schoongespoeld’.

3.4

EFFECTEN ECOTOXICOLOGIE EP+ EN EP-

Voor de ontwerp-opties zijn de oppervlakten per toxiciteitsklasse zijn niet opnieuw berekend. De overstromingsfrequentie in de weerden zal door een verhoogde ontgravingsdiepte hoger zijn dan bij het voorkeursalternatief 2003. Hiermee neemt het ecotoxicologisch risico iets toe ten opzichte van het voorkeursalternatief 2003, hetgeen een negatief effect is.



De overstromingsfrequentie in de weerden zal door een verlaagde ontgravingsdiepte lager zijn dan bij het voorkeursalternatief 2003. Hiermee neemt het ecotoxicologisch risico iets af ten opzichte van het voorkeursalternatief 2003. Dit is een positief effect.

### **3.5** EFFECTEN ECOTOXICOLOGIE MMA

Voor het MMA zijn de oppervlakten per klasse niet opnieuw berekend. De overstromingsfrequentie van de hoge weerden neemt af, doordat de rivier meer verruimd wordt. Hierdoor neemt het ecotoxicologisch risico ten opzichte van het voorkeursalternatief 2003 verder af.

# 4 Literatuur

Akkerman, G.J. 2003, Faserapport Rivierkunde, Morfologische bureaustudie, Haskoning, 9M4711.B0/R//Nijmegen 2003.

Aquasense 2002, Toxiciteit van stoffen in waterbodems. Een evaluatie van gegevens over bioassays met *Daphnia magna*, *Chironomus riparius* en *Vibrio fischeri* (Mircotox) ten behoeve van het Nader onderzoek, Aquasense, 2002, rapportnummer 02.1682.

Bakkum R, en J. van Gils. (1995).MER Grensmaas Huidige toestand waterkwaliteit. Waterloopkundig Laboratorium, Delft. 1995.

Breukel, R.M.A en A.P.A Mol.(1999). De Waterkwaliteit van de Maas, Normtoetsing in de periode 1993 t/m 1998. RIZA, werkdocument 99.181x. Lelystad 1999.

Buskens, R & H. Tolkamp. Bouxweerd – Sterfhuis voor vissen of te ontwikkelen wetland. Natuurhistorisch Maandblad 83-9. 1994. p 147-153.

Ertsen, A.C.D, R.A.E. Knoben, W.L. Liefveld en J. Olthof, 2000. De zuurstofhuishouding in de Grensmaas, analyse van veldmetingen in de zomerperiode en relaties met macro-evertebraten en vissen. Reports of the project: 'Ecological Rehabilitaiton of the River Meuse' EHM no 33. December 2000.

Grontmij, (1992), Regiwa proefproject Bouxweerd. Grontmij, Eindhoven, oktober 1992.

Janssen, A.(2002). Het risico op een cyanobacteriebelasting door een stagnante zoen in de Zandmaas. Hoogwatergeul Lomm. Afstudeeronderzoek TU Delft. 2002.

Knijf, L.M. Het effect van de lozing van DSM Limburg B.V. op de waterkwaliteit van de Grensmaas. Modelberekeningen voor de huidige situatie en toekomstscenario's. RIZA rapport 2000.019, RIZA, Dordrecht, juni 2000.

Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1998. Vierde Nota Waterhuishouding – Regeringsbeslissing. Ministerie van Verkeer en Watersstaat, 1999. December 1998.

RIZA, 1999. Omgaan met verdelingscoëfficiënten voor organische verbindingen, RIZA, rapportnummer 99.023, september 1999.

STOWA 2001, Geen narigheid door nattigheid – STOWA rapport 2001- 11, Utrecht, 2001.

Stowa (2000), Toxische blauwalgen in recreatiewateren, STOWA rapport 2000,20, Utrecht, 2000

Wagenvoort, A, 2002. Tussentijdse rapportage: Hydrobiologisch onderzoek spaarbekken De Lange Vlieter (WML). Waterwinningbedrijf Brabantse Biesbosch, augustus, 2002.

Witteveen + Bos Selectie eco(toxico)logische monitoringsparameters voor DLB op basis van risico-evaluatie met OMEGA, Witteveen+Bos, 13 november 2000, Rw982.1.

Zuiveringschap Limburg, 1987. Microfyten in de Limburgse Stilstaande wateren in 1986. Zuiveringschap Limburg, Roermond, November 1987.

Zuiveringschap Limburg, 1994. Meerjarenrapportage stromende en stagnante wateren 1989-1993. Zuiveringschap Limburg, Roermond, 1994

Zuiveringschap Limburg, 2001. Meerjarenrapport Limburgse Oppervlaktewateren 1992-1998. Zuiveringschap Limburg, Roermond, December 2001.

## BIJLAGE 1

## Uitgangspunten berekeningen Ecotoxicologie

Ten opzichte van de voorgaande berekeningen (MER, 1998) zijn de onderstaande waarden door het Waterloopkundig Laboratorium in Delft aangepast op basis van de meest recente gegevens:

- NOEC-waarden;
- Partiticoëfficiënten (Koc-waarden);
- Kwaliteitsgegevens zwevend slib;
- Streef- en interventiewaarden.

In de onderstaande tekst zijn de aanpassingen weergegeven.

*NOEC-waarden*

Door Aquasense is in 2002 in opdracht van het RIZA een studie verricht naar de toxiciteit van stoffen in waterbodems (Aquasense, 2002). Hierin zijn NOEC-waarden gegeven voor Chironomiden. Aangenomen is dat *Gammarus pulex* net zo gevoelig is als *Daphnia magna*. De waarden voor cadmium en zink zijn gewijzigd. De waarden voor DDT, DDE en lindaan ontbraken in 1998 en zijn nu wel beschikbaar. De gehanteerde NOEC-waarden zijn toegevoegd in tabel 1. De waarden die veranderd zijn ten opzichte van 1998 zijn onderstreept.

Tabel 1 – Aangepaste NOEC-waarden

	Aangepaste waarden 2002 µg/l, opgelost in water		MER studie 1998 µg/l, opgelost in water	
	Aquatische insecten (o.b.v. <i>Chironomus</i> sp.)	Vlokreeft ( <i>Gammarus pulex</i> )	Aquatische insecten (o.b.v. <i>Chironomus</i> sp.)	Vlokreeft ( <i>Gammarus pulex</i> )
Cadmium	<u>2</u>	<u>2</u>	0.1	0.1
Zink	<u>250</u>	<u>250</u>	1000	50
B(a)P	0.15	0.02	0.15	0.02
PCB 153	N	n	n	n
HCB	0.5	0.5	0.5	0.5
DDT	<u>0.4</u>	<u>0.4</u>	n	n
DDE	<u>1</u>	<u>1</u>	n	n
Lindaan	<u>4.3</u>	<u>4.3</u>	n	n
DDT+DDE	N	n	n	n
Som-PCB	N	n	n	n
Dioxine	N	n	n	n

n = niet bekend

*Partiticoëfficiënten*

Op basis van een rapport van het RIZA (RIZA, 1999) zijn de Koc-waarden aangepast. Deze aanpassingen zijn verwerkt in tabel 2.

Tabel 2 - Aangepaste Koc-waarden

stofnaam	MER studie 1998		Aangepaste waarden 2002		Eenheid
	pKoc	Koc	PKoc	Koc	
cadmium		125		48	l/g
zink		110		85	l/g
B(a)P	5.35	224	5.98	955	l/kg
PCB 153	5.70	501	6.36	2291	l/kg
HCB	5.00	100	3.98	9.55	l/kg
DDT	5.55	355	5.57	372	l/kg
DDE	5.77	589	4.76	58	l/kg
Lindaan	3.30	2.0	3.60	3.98	l/kg

*Kwaliteit zwevend slib*

De meest recente meetgegevens van de zwevend slib kwaliteit voor de Grensmaas zijn weergegeven in tabel 3. Hiervoor is gebruik gemaakt van de mediane concentraties gemeten bij Eijsden tussen 1995 en 2000. Daarnaast zijn mediane maximum waarden over dezelfde periode gebruikt.

Tabel 3 – Kwaliteit zwevend slib

Stof	Eijsden 1980-1992 Gemiddelde van mediane waarden  <i>MER Studie 1998</i>	Eijsden 1995-2000 Gemiddelde van mediane waarden	Eijsden 1995-2000 Mediaan van maximale waarden	Eenheid
cadmium	25	12	100	mg/kg
Zink	2600	1230	2850	mg/kg
B(a)P	1000	955	2000	µg/kg
PCB 153	25.3	28	220	µg/kg
HCB	6	3.8	19	µg/kg
DDT	7.1	1.2	14.5	µg/kg
DDE	10.2	1.7	6.5	mg/kg
Lindaan	3.5	0.75	1	µg/kg
DDT+DDE	17.3	2.9	21	µg/kg
som-7PCB	101	139	930	µg/kg

Tijdens een recent onderzoek door CSO (CSO, 2001) is het afgezette hoogwaterslib bemonsterd en geanalyseerd op zware metalen, minerale olie en PAK-10. In tabel 4 zijn de gemiddelde gehalten in het gebied van Eijsden tot de Peelrandbreuk bepaald. Ook de gemiddelde gehalten uit 1993 en 1995 zijn in deze tabel opgenomen.

Tabel 4 - gehalten in afgezet hoogwaterslib

Stof	Gehalte in mg/kg ds 1993 en 1995	Gehalte in mg/kg ds 2002
Arseen	12,68	10,76
Cadmium	3,61	2,89
Chroom	30,5	36,0
Koper	53,3	51,2
Kwik	0,54	0,49
Lood	162,3	110,2
Nikkel	24,7	27,2
Zink	591	448
Minerale Olie	201	258
Som PAK10	9,45	9,69

Voor de stoffen cadmium en zink kunnen de bovenstaande gehalten uit tabel 4 vergeleken worden met de gehalten in het zwevend slib uit tabel 3. Hieruit kan geconcludeerd worden dat het zwevend slib aanmerkelijk hogere zinkgehalten bevat dan het afgezette hoogwaterslib. Voor cadmium blijkt eveneens dat het afgezette hoogwaterslib lagere gehalten bevat dan het zwevend slib. Dit ligt ook in de verwachting aangezien de kwaliteit van het afgezette hoogwaterslib is bepaald door de gehalten in monsters van verschillende locaties (vaak en minder vaak geïnundeerd) te middelen. Er is van uitgegaan dat de kwaliteit van de toplaag alleen in die gebieden die constant overstromd zijn gelijk is aan de kwaliteit van het zwevend slib. Gebieden die minder vaak overstromen hebben dus een toplaag met een betere kwaliteit dan het zwevend slib. Daarnaast is het de vraag of bij monsternamen alleen het afgezette slib is meegenomen of dat ook een deel van de oorspronkelijke bodem is bemonsterd.

#### *Streef- en interventiewaarden*

In de huidige normering zijn de in 1998 gehanteerde normen uit de Evaluatie Nota Water (1994) vervallen en vervangen door nieuwe normen. Verder zijn waarden beschikbaar voor stoffen die in 1994 niet waren genormeerd. De onderstaande tabellen geven de verschillen weer (tabellen 5 en 6). De recente normen zijn afkomstig uit "Normen voor het waterbeheer" van de Commissie Integraal Waterbeheer (2000).

Tabel 5 Grondwaterkwaliteit

Grondwaterkwaliteit (µg/l, totaal in water)				
	CIW 2000 (aangepaste waarden)		ENW 1994 (MER 1998)	
	Streefwaarde	Interventiewaarde	Streefwaarde	Grenswaarde
Cadmium	0.4	6	0.05	0.2
Zink	65	800	6	30
B(a)P	0.0005	0.05	0.003	0.008
PCB 153	n	n	n	n
HCB	0.00009	0.5	n	n
DDT	n	n	n	n
DDE	n	n	n	n
Lindaan	0.0009	n	n	n
DDT+DDE	0.000009	n	n	n
som 7 PCB	0.01	0.01	n	n
SomPCB	n	n	n	n

n = niet aanwezig

Tabel 6 Waterbodembodemkwaliteit

Waterbodembodemkwaliteit (standaardbodem, mg/kg ds)				
	CIW 2000 (deze studie)		ENW 1994 (MER 1998)	
	Streefwaarde	Interventiewaarde	Streefwaarde	Interventiewaarde
Cadmium	0.8	12	0.8	12
Zink	140	720	140	720
B(a)P	n	n	n	n
PCB 153	n	n	0.004	n
HCB	0.0025	n	0.0025	n
DDT	n	n	n	n
DDE	n	n	n	n
Lindaan	0.00005	n	0.00005	n
DDT+DDE	0.01	4	0.0025	4
Som6 PCB*	0.02	1	0.02	1
Som PCB	n	n	n	n

\* In deze studie wordt som 6 PCB gebruikt als benadering voor som 7 PCB

n = niet aanwezig

## BIJLAGE 2

## Gevoeligheidsanalyse Ecotoxicologie

Om de gevoeligheid van de uitgangspunten en gekozen waarden te testen zijn een aantal verschillende berekeningen uitgevoerd. Door het Waterloopkundig Laboratorium zijn de volgende berekeningen uitgevoerd:

- 1) Blootstelling met een gemiddelde van mediane waarden uit de periode 1995-2000
- 2) Blootstelling met een mediaan van gemeten maximale waarden uit de periode 1995-2000
- 3) Een gevoeligheidsanalyse, waarbij gekeken wordt naar het effect van het wijzigen van de kwaliteit van het zwevend slib (concentraties uit het huidige onderzoek ten opzichte van de concentraties uit 1998, het effect van het wijzigen van de Koc- en NOEC-waarden is hier buiten gelaten)
- 4) Een gevoeligheidsanalyse waarin de Koc-waarde van organische microverontreinigingen in drie stappen is aangepast (factoren 0.33, 1, 30).

Voor elke blootstelling zijn 6 niveaus voor inundatie frequentie geselecteerd (27, 5, 0.5, 0.1, 0.02 en 0.004 dagen per jaar). De bijbehorende inundatieduur is 358, 23, 0.5, 0.04, 0.003 en 0.0002 dagen per jaar.

*Berekening met aangepaste NOEC's, partiticoëfficiënten en gemiddelde mediane concentraties*

In tabel 1 zijn de resultaten van de berekeningen op basis van de aangepaste NOEC's, partiticoëfficiënten en gemiddelde mediane concentraties weergegeven.

Tabel 1 - toxiciteitsklassen voor aangepaste NOEC's, partiticoëfficiënten en gemiddelde mediane concentraties

Overstromingsfrequentie (1/jr):	27	5	0.5	0.1	0.02	0.004
	klasse	klasse	klasse	klasse	klasse	klasse
Aquatise insecten	1	1	1	0	0	0
Vlokreeft ( <i>Gammarus pulex</i> )	1	1	1	1	1	0
Driehoeksmossel ( <i>Dreissena polymorpha</i> )	2	2	2	2	1	1
0-jarige witvis	2	2	2	2	1	1
meerjarige witvis (barbeel en blankvoorn)	2	2	2	2	1	1
Regenworm ( <i>Lumbricus rubellus</i> )	1	1	1	1	1	0
Waterplanten (inclusief algen)	0	0	0	0	0	0
Landplanten	3	2	2	2	2	1
Oeverwalw (Riparia riparia)	3	3	3	3	3	2
Eendachtige	2	2	2	2	2	1
Visdiefje ( <i>Sterna hirundo</i> )	2	2	2	2	2	1
Aalscholver ( <i>Phalacrocorax carbo</i> )	3	3	2	2	2	2
Otter ( <i>Lutra lutra</i> )	3	2	2	2	2	1
Bever ( <i>Castor fiber</i> )	1	1	0	0	0	0
Bever ( <i>Castor fiber</i> ) (nier)	1	1	0	0	0	0
Das ( <i>Meles meles</i> )	2	2	2	2	2	2

*Berekening met aangepaste NOEC's, partiticoëfficiënten en mediane maximale concentraties*



In tabel 2 zijn de resultaten van de berekeningen op basis van de aangepaste NOEC's, partiticoëfficiënten en mediane maximale concentraties weergegeven. Deze tabel geeft een worst case situatie weer.

Tabel 2 - toxiciteitsklassen voor aangepaste NOEC's, partiticoëfficiënten en mediane maximale concentraties

Overstromingsfrequentie (1/jr):	27	5	0.5	0.1	0.02	0.004
	klasse	klasse	klasse	Klasse	klasse	klasse
Aquatische insecten	2	1	1	1	1	0
Vlokreeft ( <i>Gammarus pulex</i> )	2	2	1	1	1	0
Driehoeksmossel ( <i>Dreissena polymorpha</i> )	3	3	3	2	2	1
0-jarige witvis	3	3	3	2	2	1
meerjarige witvis (barbeel en blankvoorn)	3	3	3	2	2	1
Regenworm ( <i>Lumbricus rubellus</i> )	2	2	2	2	1	0
Waterplanten (inclusief algen)	1	1	1	0	0	0
Landplanten	3	3	3	3	3	1
Oeverzwaluw ( <i>Riparia riparia</i> )	3	3	3	3	3	2
Eendachtige	3	3	3	3	2	1
Visdiefje ( <i>Sterna hirundo</i> )	3	3	3	3	3	1
Aalscholver ( <i>Phalacrocorax carbo</i> )	3	3	3	3	3	2
Otter ( <i>Lutra lutra</i> )	3	3	3	3	3	1
Bever (Castor fiber)	2	1	1	1	1	0
Bever (Castor fiber) (nier)	2	1	1	1	1	0
Das ( <i>Meles meles</i> )	3	3	3	3	2	2

#### Gevoeligheid voor blootstelling

Er is bekeken wat de gevoeligheid is van de resultaten voor de ingevoerde concentraties zwevend slib (blootstelling). Dit is gedaan door het verschil tussen de onderstaande tabellen weer te geven:

- Tabel waarbij het verschil werd weergegeven tussen berekeningen met concentraties, Koc- en NOEC-waarden uit 1998 en berekeningen met concentraties uit 1998 en de aangepaste Koc- en NOEC-waarden;
- Tabel waarbij het verschil werd weergegeven tussen berekeningen met concentraties, Koc- en NOEC-waarden uit 1998 en berekeningen met de aangepaste concentraties, Koc- en NOEC-waarden

Door de bovenstaande tabellen met elkaar te vergelijken, kan worden aangegeven wat de gevoeligheid is van de blootstelling op de indeling in toxiciteitsklassen. Dit effect is weergegeven in tabel 3.

Tabel 3 - Gevoeligheid voor de blootstelling

Overstromingsfrequentie (1/jr):	27	5	0.5	0.1	0.02	0.004
	verschil	verschil	verschil	verschil	verschil	verschil
Aquatische insecten	0	0	0	-1	0	0
Vlokreef ( <i>Gammarus pulex</i> )	0	0	0	0	0	0
Driehoeksmossel ( <i>Dreissena polymorpha</i> )	0	0	0	0	-1	0
0-jarige witvis	0	0	0	0	-1	0
meerjarige witvis (barbeel en blankvoorn)	0	0	0	0	-1	0
Regenworm ( <i>Lumbricus rubellus</i> )	-1	-1	-1	0	0	0
Waterplanten (inclusief algen)	0	0	0	0	0	0
Landplanten	0	-1	-1	0	0	0
Oeverwaluw ( <i>Riparia riparia</i> )	0	0	0	0	0	0
Eendachtige	0	0	0	0	0	0
Visdiefje ( <i>Sterna hirundo</i> )	0	0	0	0	0	0
Aalscholver ( <i>Phalacrocorax carbo</i> )	0	0	0	0	0	0
Otter ( <i>Lutra lutra</i> )	0	0	0	0	0	0
Bever ( <i>Castor fiber</i> )	0	0	-1	-1	0	0
Bever ( <i>Castor fiber</i> ) (nier)	0	0	-1	-1	0	0
Das ( <i>Meles meles</i> )	0	0	0	0	0	0

Uit de bovenstaande tabel blijkt dat de gereduceerde blootstelling een kleine, maar significante reductie van toxiciteitsklasse veroorzaakt.

#### *Gevoeligheid voor partiticoëfficiënten*

Voor twee verschillende overstromingsfrequenties is de gevoeligheid voor de Koc-waarde bepaald. Dit is gedaan door voor elke frequentie drie factoren (0.33, 1.0, 30) te gebruiken om de Koc voor niet-metalen aan te passen. In tabel 4 is het effect te zien. Met deze tabel wordt het belang van het gebruik van een juiste Koc benadrukt.

Opvallend resultaat uit deze analyse is dat een afname van de ratio PEC/NEC (ofwel de risico- of toxiciteitsklasse) voor de vogels en zoogdieren wordt berekend bij een hogere Koc factor. Dit heeft te maken met het feit dat daarmee de opgeloste concentratie in de (porie)waterfase afneemt en daarmee de concentratie in prooisorten eveneens afneemt. Deze afname wordt niet gecompenseerd door een eveneens verhoogde bioconcentratiefactor (BCF, in deze studie afhankelijk van de Kow en het vetgehalte, waarbij  $pKow = (pKoc - 1.1) / 0.7$ )

Tabel 4 - Gevoeligheid berekende effect-klasse voor KOC-factor (verschiltabel, t.o.v. Koc-factor 1.0)

Overstromingsfrequentie x Koc-factor	27x0.33	27x1.0	27x30	0.004x0.33	0.004x1.0	0.004x30
	verschil	Absolute	verschil	verschil	absolute	verschil
	waarde	Waarde	waarde	waarde	waarde	waarde
Aquatische insecten	0	1	0	0	0	0
Vlokreeft ( <i>Gammarus pulex</i> )	1	1	0	0	0	0
Driehoeksmossel ( <i>Dreissena polymorpha</i> )	0	2	0	0	1	0
0-jarige witvis	0	2	0	0	1	0
meerjarige witvis (barbeel en blankvoorn)	0	2	0	0	1	0
Regenworm ( <i>Lumbricus rubellus</i> )	0	1	0	0	0	0
Waterplanten (inclusief algen)	0	0	0	0	0	0
Landplanten	0	3	0	0	1	0
Oeverwaluw ( <i>Riparia riparia</i> )	0	3	-1	1	2	-1
Eendachtige	1	2	0	1	1	-1
Visdiefje ( <i>Sterna hirundo</i> )	1	2	-1	1	1	-1
Aalscholver ( <i>Phalacrocorax carbo</i> )	0	3	-2	0	2	-2
Otter ( <i>Lutra lutra</i> )	0	3	-2	1	1	-1
Bever (Castor fiber)	0	1	0	0	0	0
Bever (Castor fiber) (nier)	0	1	0	0	0	0
Das ( <i>Meles meles</i> )	1	2	0	0	2	0