



Ministerie van Verkeer en Waterstaat

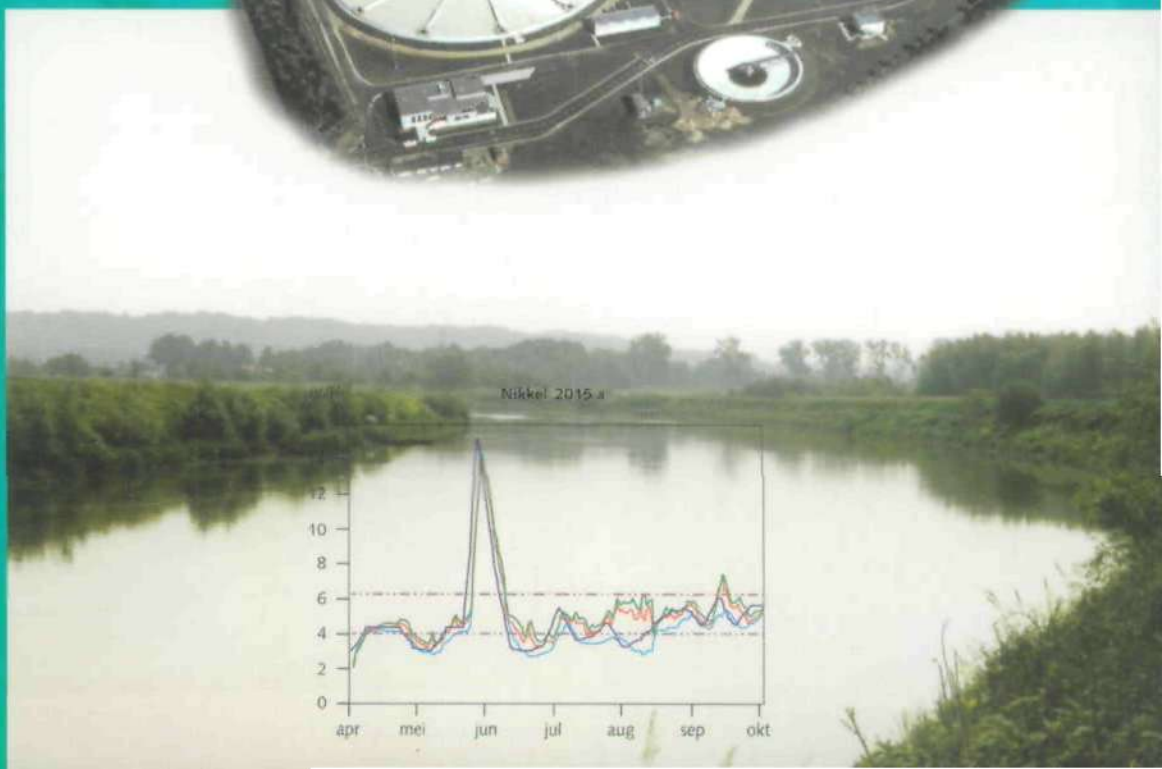
Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat

RIZA Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en  
Afwalwaterbehandeling

# 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





# 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  
ISBN 90 3695 313 8  
Auteur: dr. L.M. Knijff

RIZA  
Dordrecht, juni 2000

Foto's:

- gedeelte van het terrein van DSM te Geleen (foto DSM Limburg B.V.)
- de Integrale afvalwaterzuiveringsinstallatie van DSM (foto DSM Limburg B.V.)
- de Grensmaas bij Itteren (foto M. van Wijngaarden, RIZA)

## **Inhoudsopgave 3**

### **Voorwoord 5**

### **Samenvatting 7**

#### **1 Inleiding 9**

- 1.1 Doelstelling 9
- 1.2 Scenario's 10
- 1.3 Aandachtspareters 11
- 1.4 Inhoud van het rapport 12

#### **2 Beschrijving van het model 13**

- 2.1 Schematisatie 13
- 2.2 Waterbeweging 16
- 2.3 Processen 17

#### **3 Beschrijving van de toevoer van stoffen en warmte 19**

- 3.1 Parameters 19
- 3.2 De modelinvoer voor het scenario "huidige situatie" 20
- 3.3 De 2015-scenario's 21
- 3.4 Temperatuur en surplus-temperatuur 24
- 3.5 Chloride 27
- 3.6 Stikstof 28
- 3.7 Fosfor 31
- 3.8 Alg-koolstof 33
- 3.9 Detritus-koolstof 33
- 3.10 Zuurstof 34
- 3.11 Anorganisch zwevend stof 35
- 3.12 Nikkel en zink 36

#### **4 Overeenstemming tussen modeluitkomsten en werkelijkheid 39**

- 4.1 Kalibratie en validatie 39
- 4.2 Vergelijking van modeluitkomsten en meetwaarden voor de Maas te Stevensweert 40

#### **5 Berekend effect van DSM op temperatuur en concentraties 47**

- 5.1 Temperatuur en surplus-temperatuur 47
- 5.2 Chloride 49
- 5.3 Stikstof 50
- 5.4 Fosfor 52
- 5.5 Chlorofyl-a 53
- 5.6 BZV5 55
- 5.7 Zuurstof 56
- 5.8 Nikkel 58
- 5.9 Zink 59
- 5.10 Conclusies 60

### **Aanbevelingen 63**

### **Referenties 65**

---

**Bijlagen**

- Bijlage 1 Waterkwaliteitsnormen 69
- Bijlage 2 Modelling van reaëratie en zuurstofinslag bij de stuw Borgharen 71
- Bijlage 3 Toelichting van de berekening van het temperatureffect van de lozing van DSM 75

De eerste aanzet voor het in dit rapport beschreven onderzoek is gegeven in een bestuurlijk overleg van 1 november 1994 tussen het Zuiveringschap Limburg, Rijkswaterstaat Directie Limburg en RIZA. Dit overleg leidde tot de instelling van een werkgroep met als opdracht de invloed van de lozing van DSM Limburg B.V. op de Grensmaas in beeld te brengen en bij gebleken conflict met de functietoekenning van de Grensmaas voorstellen voor verbetering te doen. De werkgroep, waarin Rijkswaterstaat Limburg als opdrachtgever, RIZA als opdrachtnemer, de vergunningverlener Zuiveringschap Limburg en DSM vertegenwoordigd waren, kwam voor het eerst bijeen in maart 1996. De afdeling WST van het RIZA, die beschikte over een waterkwaliteitsmodel van de Maas, nam de uitvoering van de studie op zich.

De mogelijke toepassing van het onderzoek lag met name in de ondersteuning van de vergunningverlening voor de lozing van DSM. Daarnaast stond het onderzoek in de belangstelling van de subwerkgroep Emissie-immissie van de Commissie Integraal Waterbeheer, als illustratief en relevant voorbeeld van immissie-beoordeling (het beoordelen van lozingen op hun effect op de kwaliteit van het ontvangende oppervlaktewater).

In januari 1998 begon RIZA WST met het operationeel maken van het waterkwaliteitsmodel. De gewenste omschakeling van het reeds operationele model ZWENDL-DELWAQ voor de Maas op het nieuwe standaardmodel voor Rijkswaterstaat, SOBEK, bracht meer moeilijkheden met zich mee dan waarop gerekend was. Eind '98 is voor de oplossing van de overgebleven knelpunten opdracht verleend aan het Waterloopkundig Laboratorium, de ontwerper van SOBEK. Toen dit werk eind februari 1999 werd opgeleverd was ook het verzamelen, beoordelen en tot modelinvoer verwerken van gegevens over lozingen en toestromende zijwateren gereed en konden de berekeningen gemaakt worden. De in de voorafgaande tijd verkregen inzichten waren inmiddels (oktober 1998) neergelegd in een tussenrapportage aan de werkgroep, opdat ze benut konden worden in de voorbereiding van de nieuwe vergunning voor de lozing van DSM. In juli 1999 is de definitieve versie van het eindrapport gereedgekomen.

Graag spreek ik hier mijn dank uit aan degenen die aan de totstandkoming van dit rapport hebben bijgedragen. Meine van Veen (RIZA WST) heeft veel werk gehad aan het invoeren van de rivierschematisatie en de waterbeweging. Hulp daarbij gaven zijn collega's Johan van Zetten, Dik Ludikhuizen en Ton Visser. Ronald Bakkum van het Waterloopkundig Laboratorium ben ik zeer erkentelijk voor zijn vakkundige werk, voor zijn hulp bij het werken met het model en voor het beantwoorden van vele vragen, ook voorafgaand aan en na afloop van de periode waarin zijn opdracht liep. Ook zijn collega Jos van Gils dank ik voor diens nuttige hulp en advisering.

---

De vele gegevens ten behoeve van de modelinvoer heb ik voornamelijk gekregen van de leden van de werkgroep. Sinds het moment waarop ik daarin toetrad waren dit: Pierre Warnier van Rijkswaterstaat, Directie Limburg afdeling Beheer en Onderhoud; Floris van Bentum en later Roel Kramer van Rijkswaterstaat, Directie Limburg afdeling Integraal Waterbeleid; Arno Meulenberg en Theo Stijnen van DSM Limburg B.V., bestuurs eenheid Arbo & Omgeving; Dilian Jansen en Niek Theunissen van het Zuiveringschap Limburg, afdeling Vergunningen en Handhaving; Dju Bijstra van RIZA, afdeling EMP; en Gertjan Zwolsman van RIZA, afdeling WST. Gegevens over Belgische beken zijn geleverd door Stefaan de Corte, Vlaamse Milieumaatschappij, en Luc van Craen, Aminal. Anderen die aan de levering van gegevens hebben bijgedragen dank ik hierbij eveneens.

Voor de becommentariëring en bespreking van de conceptrapporten dank ik de leden van de werkgroep en Dik Ludikhuizen (RIZA WST). Tenslotte wil ik de werkgroep leden bedanken voor de goede sfeer in onze vergaderingen en voor de prettige samenwerking in het algemeen.

Loek Knijff  
Dordrecht, mei 2000

Met toepassing van het model SOBEK is het effect onderzocht van de lozing van DSM Limburg B.V. op de waterkwaliteit van de Grensmaas, in de huidige situatie (meetwaarden van 1996) en vier toekomstscenario's met een verschillende mate van reductie van de belasting van de Maas. In alle vier is de lozing van DSM gereduceerd volgens het bedrijfsmilieuplan van DSM (de periode 1998-2001 betreffend). De overige belasting is:

- (a) als in 1996
- (b) gereduceerd conform bestaande prognoses (o.a. in de Watersysteemverkenningen 1996)
- (c) wat betreft de Maas te Eijsden en toestromende zijwateren op het niveau van het Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR)
- (d) wat betreft de Maas te Eijsden en toestromende zijwateren op het niveau van de streefwaarden.

Het onderzoek heeft zich gericht op de watertemperatuur en de concentraties van chloride, totaal-stikstof, ammonium-stikstof, totaal-fosfor, chlorofyl-a, BZV5, zuurstof, nikkel en zink. De modelberekeningen besloegen de periode april tot en met september (het zomerhalfjaar), omdat in die periode, met een relatief lage afvoer en hoge watertemperatuur, de waterkwaliteit het meest gevoelig is voor verschillen in belastingsscenario's.

Het gemodelleerde systeem is de Maas tussen Eijsden en het einde van de Grensmaas (Maasbracht), een traject met een lengte van 60 km. Er is gebruik gemaakt van de in 1998 door RIZA opgeleverde schematisatie van de Maas. Het winterbedgedeelte hoefde vanwege het ontbreken van hoge afvoeren niet in het model te worden opgenomen. Het model is gedraaid met de waterbeweging van de relatief droge zomerhalfjaren van 1991 en 1996. De berekening voor het zomerhalfjaar 1991 is gebruikt voor de kalibratie (ijking) van het model. Ten behoeve van de modelinvoer zijn meetgegevens verzameld van alle toevoer van water, stoffen en warmte in 1991 en 1996. De berekeningen voor het scenario "huidige situatie" en voor de vier toekomstscenario's zijn alle gemaakt met de waterbeweging van het zomerhalfjaar 1996. In de toekomstscenario's is de variatie van de modelinvoer in de tijd overgenomen van 1996.

Vanwege een gebrek aan meetwaarden was de mogelijkheid tot kalibratie beperkt. Daardoor is het niet verantwoord om conclusies te baseren op de absolute waarde van de modeluitkomsten, zeker niet met betrekking tot individuele dagen. Het model is dus niet bruikbaar om piekwaarden van het effect van de lozing van DSM te bepalen. Redelijk betrouwbaar zijn de gemiddelde (procentuele) concentratiestijgingen ten gevolge van DSM die uit de modeluitkomsten berekend kunnen worden. Eventuele fouten in de absolute niveaus van de uitkomsten hebben daar weinig invloed op.

De lozing van DSM in 1996 verhoogde van de beschouwde parameters vooral de concentraties van nikkel, totaal-stikstof en BZV5. Het model berekent bij lage afvoer van de Grensmaas (minder dan 20 m<sup>3</sup>/s bij Borgharen) 79% toename van de concentratie nikkel, 20% toename van de concentratie totaal-stikstof en 18% toename van de concentratie BZV5.

---

De nikkellozing van DSM maakt dat bij lage afvoer de MTR-waarde voor nikkel (6,3 µg/l) in de Grensmaas wordt overschreden. In het scenario met reductie van de nikkellozing volgens het bedrijfsmilieuplan (56% verlaging) en de overige belasting van de Maas met nikkel op het niveau van 1996 wordt de MTR-waarde nog slechts incidenteel overschreden. Dat gebeurt in het geheel niet meer in de scenario's met reducties van de overige belasting (m.n. de nikkelvracht in de Maas bij Eijsden).

Voor totaal-stikstof werd gedurende het gehele zomerhalfjaar 1996 de MTR-waarde 2,2 mg/l reeds vóór het lozingspunt van DSM met een factor 2 of meer overschreden. De in het bedrijfsmilieuplan van DSM genoemde reductie van de stikstoflozing van 850 naar 350 ton per jaar is wel van belang voor de mate waarin de MTR-waarde in de Grensmaas wordt overschreden, maar wordt pas bepalend voor het wel of niet voldoen aan de normen (MTR- en streefwaarde) wanneer stikstof in de Maas bij Eijsden op of onder het MTR-niveau ligt.

Voor de vracht BZV5 in de lozing van DSM is tot en met 2001 geen verlaging voorzien. In de modelberekening is aangenomen dat de lozing van BZV5 door DSM tot 2015 gelijk blijft en dat BZV5 in de Maas bij Eijsden tussen 1996 en 2015 met 70% daalt, zoals in de periode 1970-1990 in de Rijn bij Lobith is gebeurd, als gevolg van grootschalige realisatie van afvalwaterzuivering. In deze situatie wordt de door DSM veroorzaakte concentratiestijging van BZV5 in de Grensmaas enkele procenten groter dan in 1996. De concentratie blijft daarbij onder de vroegere grenswaarde 6 mg/l (in de Vierde Nota Waterhuishouding is geen norm meer vastgesteld).

Van de overige beschouwde parameters zijn de door DSM veroorzaakte concentratiestijgingen van chloride en Kjeldahl-stikstof nog enigszins significant. De door DSM geloosde ammonium-stikstof, fosfor en zink leiden niet of nauwelijks tot verhoging van concentraties. Ook heeft de lozing van DSM volgens het model geen noemenswaardige gevolgen voor algenbloei en het zuurstofgehalte. Pas in een situatie waarin algen nutriënt-gelimiteerd zijn (concentraties stikstof en fosfor bij Eijsden op streefwaardeniveau) zal de lozing van DSM algenbloei bevorderen.

Bij minimaal debiet van de Grensmaas (10 m<sup>3</sup>/s) warmde de lozing van DSM in het zomerhalfjaar van 1996 de Grensmaas maximaal 1 °C op. Deze temperatuurverhoging kan juist kritisch zijn voor het overschrijden van de temperatuurnormen (MTR-waarde en normen voor water voor zalmachtigen), indien de temperatuur van het Maaswater vóór het lozingspunt van DSM vlak onder de normwaarden ligt. Een dergelijke situatie kan zich in praktijk op zonnige, warme zomerdagen voordoen. Vooral incidenteel extra grote warmtelozingen kunnen dan problematisch zijn.

Aan het slot van dit rapport worden enkele aanbevelingen gedaan voor een meer complete bepaling van het effect van de lozing van DSM: het in de studie opnemen van meer stoffen; een verband leggen met toxiciteit; rekening houden met de mengzone (het deel van de rivier waar het geloosde water nog niet over de gehele rivierbreedte is gemengd); gebruik van een modelschematisatie van de Maas waarin stagnante zijwateren en de toekomstige herinrichting zodanig zijn opgenomen dat de uitwisseling met de hoofd baan goed wordt gesimuleerd.



# 1 Inleiding

---

Met de Grensmaas wordt in dit rapport het deel van de Maas tussen Borgharen en Maasbracht bedoeld. Begin en einde liggen, ten opzichte van het aftelpunt bij de stuw van Visé (België), bij km 15 resp. 67. De Maas wordt hier door het Julianakanaal geflankeerd. DSM Limburg B.V. loost het effluent van zijn Integrale Afvalwaterzuiveringsinstallatie (IAZI) op de Grensmaas bij km 36.

## 1.1 Doelstelling

Aan de Grensmaas is in het Beheersplan Rijkswateren 1992-1996 [V&W93] de functie "water voor zalmachtigen" toegekend. Dit betekent dat voor de Grensmaas de waterkwaliteitsnormen voor temperatuur, zuurstof en chlorofyl-a (een maat voor de concentratie algen), gerelateerd aan de specifieke leefomstandigheden voor zalmachtigen, zijn aangescherpt ten opzichte van de algemeen geldende normen voor oppervlaktewater, het "maximaal toelaatbaar risico" (MTR; voorheen "grenswaarde") en de "streefwaarde". De verscheidene normwaarden staan in bijlage 1.

Zowel ten tijde van de opstelling van het Beheersplan Rijkswateren als in de huidige situatie voldoet de Grensmaas voor een aantal waterkwaliteitsparameters niet aan de normen. Gezien het niveau van de belasting van de Maas bij Eijsden, zal de haalbaarheid van de normen grotendeels afhangen van saneringsmaatregelen in België. Niettemin dragen ook lozingen op Nederlands grondgebied bij aan de verslechtering van de waterkwaliteit. In dit licht is het vanzelfsprekend dat de lozing van een groot industrieel bedrijf als DSM de aandacht krijgt. Deze lozing op de Grensmaas levert volgens een ruwe berekening een aanzienlijke bijdrage aan de stofvrachten in de rivier, met name in het "worst case" geval waarin het debiet van de Grensmaas minimaal is, 10 m<sup>3</sup>/s aan het begin, bij Borgharen, wat zich in droge perioden enkele dagen achtereen kan voordoen. Voor deze situatie zijn de volgende toenamen van vrachten ten opzichte van die bij Borgharen berekend [RIZA97a]: chloride 37%, sulfaat 130%, totaal-stikstof 45%, totaal-fosfor 17%, biologisch zuurstofverbruik (BZV5) 14%, arseen 31%, kwik 79%, nikkel 89% en zink 18%. Daarbij zijn voor de lozing van DSM jaargemiddelde vrachten genomen van 1995 en voor de vracht te Borgharen het product van het debiet (10 m<sup>3</sup>/s) en zomerhalfjaargemiddelde concentraties in de Maas te Eijsden.

De benadering met (half-) jaargemiddelde waarden, terwijl de werkelijke waarden sterk in de tijd kunnen variëren, geeft natuurlijk slechts een indicatie van het effect van de lozing. Verder zijn de stofvrachten vanuit toestromende zijwateren en lozingen tussen Eijsden en het lozingspunt van DSM niet in de gemaakte schattingen betrokken. Daarom is een nadere bepaling wenselijk.

Vanuit deze achtergrond is een werkgroep geïnstalleerd met deelname vanuit Rijkswaterstaat Directie Limburg, de verantwoordelijke voor het waterbeheer van de Maas, Zuiveringschap Limburg, de verlener van de lozingsvergunning van DSM, Rijkswaterstaat RIZA en DSM Limburg B.V. De taak van de werkgroep is de invloed van de huidige en toekomstige lozing van DSM op de kwaliteit van de Grensmaas in beeld te brengen en bij een gebleken conflict met de waterkwaliteitsdoelstellingen voorstellen tot verbetering te doen.

---

De werkgroep heeft besloten tot een onderzoek met behulp van het waterkwaliteitsmodel SOBEK. Met dit model kan op elk gewenst tijdstip de door een lozing veroorzaakte concentratieverhoging worden bepaald, rekening houdend met alle bronnen van stoftoevoer, de variatie van de stoftoevoer en de debieten (op basis van meetwaarden) en de invloed van waterkwaliteitsprocessen. Bovendien berekent het model ook effecten die zich pas op enige afstand van het lozingspunt manifesteren.

SOBEK dient het standaardmodel voor de Rijkswateren te worden. Wat betreft toepassingen voor waterkwaliteitsmodellering was het model nog in de ontwikkelingsfase. Nevendoelstelling van het project was dan ook het operationeel maken van een waterkwaliteitsmodel SOBEK voor de Maas. De opdrachtgever voor het onderzoek was Rijkswaterstaat Directie Limburg, de opdrachtnemer RIZA. Het project had voorts de belangstelling van de subwerkgroep Emissie-immissie van de Commissie Integraal Waterbeheer (CIW).

Opgemerkt moet worden dat de modelstudie vanwege een aantal beperkingen geen complete beoordeling van de lozing kan leveren. Ten eerste is een aantal mogelijk relevante componenten van de lozing buiten beschouwing gelaten: enkele metalen (m.n. aluminium, titaan en vanadium) en de *organische microverontreinigingen*. Het is niet duidelijk in hoeverre deze stoffen een probleem vormen voor de waterkwaliteit. Hun modellering wordt bemoeilijkt door gebrek aan gegevens, met name over lozingen en aanvoer vanuit toestromende wateren.

In de modelstudie is geen aandacht besteed aan toxiciteit, omdat het model hiervoor geen maatgevende parameters bevat. Bepalend voor toxiciteit zijn vele stoffen die niet in het model zijn opgenomen. Bovendien is de relatie tussen stofconcentraties en toxiciteit zeer complex. Het is bekend dat water toxiciteit kan vertonen zonder dat dit op grond van de geïdentificeerde stoffen verklaard kan worden.

Een derde beperking van het model is dat de situatie nabij het lozingspunt, waar het afvalwater nog onvolledig is gemengd met het ontvangende water, buiten beschouwing blijft. SOBEK berekent instantane volledige menging. De lengte van het traject waarover de menging zich in werkelijkheid voltrekt, de mengzone, hangt vooral af van de waterbeweging. Bij lage afvoer zijn de breedte en de diepte van de Grensmaas gering, wat de menging bevordert. Toch kan de mengzone een lengte in de orde van enkele kilometers hebben. Binnen dit traject zijn de concentraties van de geloosde stoffen over een deel van de breedte van de rivier lager en over een deel hoger dan door het model berekend wordt.

## 1.2 Scenario's

In de modelstudie zijn vijf scenario's beschouwd. Ten eerste het scenario "huidige situatie", waarin de lozing van DSM op de Grensmaas en de overige belasting van de Maas op het niveau zijn van 1996. Daarnaast vier scenario's voor het jaar 2015. In alle vier is de lozing van DSM gesaneerd volgens het bedrijfsmilieuplan (BMP) [DSM98], dat prognoses voor het jaar 2001 geeft. De 2015-scenario's verschillen in de mate waarin de momenteel bestaande doelstellingen ten aanzien van waterkwaliteit en saneringen bereikt zijn. Tabel 1.1 geeft de kenmerken van de vijf scenario's. Een nadere toelichting van de aangenomen belastingreducties wordt gegeven in hoofdstuk 3.

**Tabel 1.1** De vijf scenario's voor de modelstudie.

benaming	kenmerken
huidige situatie	<ul style="list-style-type: none"> <li>• meetwaarden van 1996</li> </ul>
2015a	<ul style="list-style-type: none"> <li>• lozing DSM gereduceerd volgens het BMP</li> <li>• overige belasting ongewijzigd ten opzichte van de huidige situatie (1996)</li> </ul>
2015b	<ul style="list-style-type: none"> <li>• lozing DSM gereduceerd volgens het BMP</li> <li>• de belasting van de Maas te Eijsden is gereduceerd conform prognoses voor 2015 in de Watersysteemverkenningen 1996 [WSV96]</li> <li>• de belasting van overige toestromende wateren is verminderd conform het Noordzee-Actieplan [NAP]</li> <li>• lozingen van bedrijven en RWZI's conform bestaande saneringsplannen</li> </ul>
2015c	<ul style="list-style-type: none"> <li>• lozing DSM gereduceerd volgens het BMP</li> <li>• alle toestromende wateren voldoen aan de MTR-norm</li> <li>• lozingen van bedrijven en RWZI's conform bestaande saneringsplannen</li> </ul>
2015d	<ul style="list-style-type: none"> <li>• lozing DSM gereduceerd volgens het BMP</li> <li>• alle toestromende wateren voldoen aan de streefwaardenorm</li> <li>• lozingen van bedrijven en RWZI's conform bestaande saneringsplannen</li> </ul>

### 1.3 Aandachtsparameters

De met het model te berekenen parameters zijn in de eerste plaats geselecteerd op grond van twee criteria:

- de parameter voldoet (een deel van de tijd) niet aan de norm voor de waterkwaliteit van de Grensmaas: de MTR-waarde of de norm voor water voor zalmachtigen (zie bijlage 1)
- én de lozing van DSM draagt in de huidige situatie meer dan 10% bij aan de totale vracht van de normoverschrijdende stoffen in de Grensmaas in de situatie met lage afvoer.

De totale vracht in de Grensmaas *exclusief* de lozing van DSM is berekend uit de vrachten van de Maas te Eijsden en alle toestromende zijwateren en lozingen, voor de periode april t/m september 1996, over de dagen waarop de afvoer te Eijsden minder dan  $75 \text{ m}^3/\text{s}$  bedroeg. De vrachten bovenstrooms van de stuw Borgharen zijn gecorrigeerd voor de wateronttrekkingen naar de Zuid-Willemsvaart en het Julianakanaal. Deze vrachtberekening voor de Grensmaas is nauwkeuriger dan die welke in een eerder stadium was gedaan (§ 1.1) op basis van jaargemiddelde concentraties te Eijsden en een Grensmaasdebiet van  $10 \text{ m}^3/\text{s}$ .

---

Op grond van de genoemde twee criteria kwamen *totaal-stikstof* en *nikkel* als aandachtsparementers naar voren. De overige aandachtsparementers zijn op basis van extra criteria gekozen. De parementers *temperatuur* en *zuurstof* voldoen 's zomers in de Grensmaas niet altijd aan de normen en zijn relatief kritisch voor het ecosysteem. Ook de *surplus-temperatuur*, het verschil met de natuurlijke watertemperatuur, is van belang; ten eerste omdat voor deze parementer een norm is vastgesteld voor water voor zalmachtigen, ten tweede omdat het model er de watertemperatuur mee berekent. De parementers *chlorofyl-a* (een maat voor de algenbloei) en *biologisch zuurstofverbruik* (BZV5) zijn in de modelstudie betrokken vanwege hun rol in de zuurstofhuishouding; *ammonium-stikstof* vanwege de relatie met de zuurstof- en de stikstof-huishouding en *totaal-fosfor* vanwege de relatie met algenbloei. *Zink* en *chloride* zijn in de modelstudie meegenomen vanwege hun belang voor de *kalibratie* van het model (corrigeren van modelformuleringen op grond van vergelijking van modeluitkomsten met meetwaarden). Chloride gedraagt zich als *conservatieve stof* (is niet aan waterkwaliteitsprocessen onderhevig), zodat de modeluitkomsten eenvoudig verband houden met de ingevoerde vrachten en debieten; vergelijking met meetwaarden brengt direct aan het licht in hoeverre de modelinvoer klopt. Zink is als aandachtsparementer meegenomen omdat het de mogelijkheid biedt om het transport van stoffen die aan zwevend stof gebonden zitten te kalibreren (nikkel bindt veel minder aan zwevend stof).

#### 1.4 Inhoud van het rapport

Het grootste deel van dit rapport is gewijd aan de beschrijving van de modelopzet. Hoofdstuk 2 bespreekt de gebruikte schematisatie van de Maas, de berekening van de waterbeweging en de gemodelleerde waterkwaliteitsprocessen. In hoofdstuk 3 worden de gemaakte berekeningen, aannamen en keuzes met betrekking tot de aan het model opgegeven stof- en warmtetoevoer uitgebreid toegelicht, aangezien deze in hoge mate de modeluitkomsten bepalen. De lezer kan evenwel zonder de gehele tekst te hoeven doornemen in de figuren zien hoe de stof- en warmtestromen vanuit de verscheidene bronnen zich onderling verhouden, in de verscheidene scenario's (huidige situatie en varianten voor 2015). De resultaten van de modelberekeningen worden besproken in de hoofdstukken 4 en 5. Eerst komt de kalibratie van het model aan bod, vervolgens de scenarioberekeningen. In hoofdzaak gaat hier de aandacht uit naar de uitkomsten kort vóór en na het lozingspunt van DSM: de door de lozing veroorzaakte toename van temperatuur en concentraties. Ook dit is voor de verscheidene scenario's in figuren weergegeven.

## 2 Beschrijving van het model

---

Het te gebruiken model SOBEK [WL97] is de opvolger van het model ZWENDL-DELWAQ-Maas (ZDM), dat door RIZA is ingezet in het kader van emissie-scenariostudies [RIZA94] en de MER-Zandmaas [RIZA97b]. Beide zijn dynamische modellen (tijdsafhankelijke in- en uitvoer) met een eendimensionale schematisatie (lineair aaneengeschakelde segmenten, eventueel vertakkingen). Het model berekent voor alle uitvoertijdstippen (dagelijks) alle uitvoerparameters (concentraties, temperatuur) in alle gedefinieerde segmenten van de Maas. Voor de berekening heeft het model invoer nodig van:

- de waterbeweging; deze wordt berekend op basis van de schematisatie van de rivier en de debieten van de instromingen en onttrekkingen
- de processen (reactievergelijkingen, reactiesnelheids- en evenwichtsconstanten, etc.)
- de toevoer van stoffen en warmte

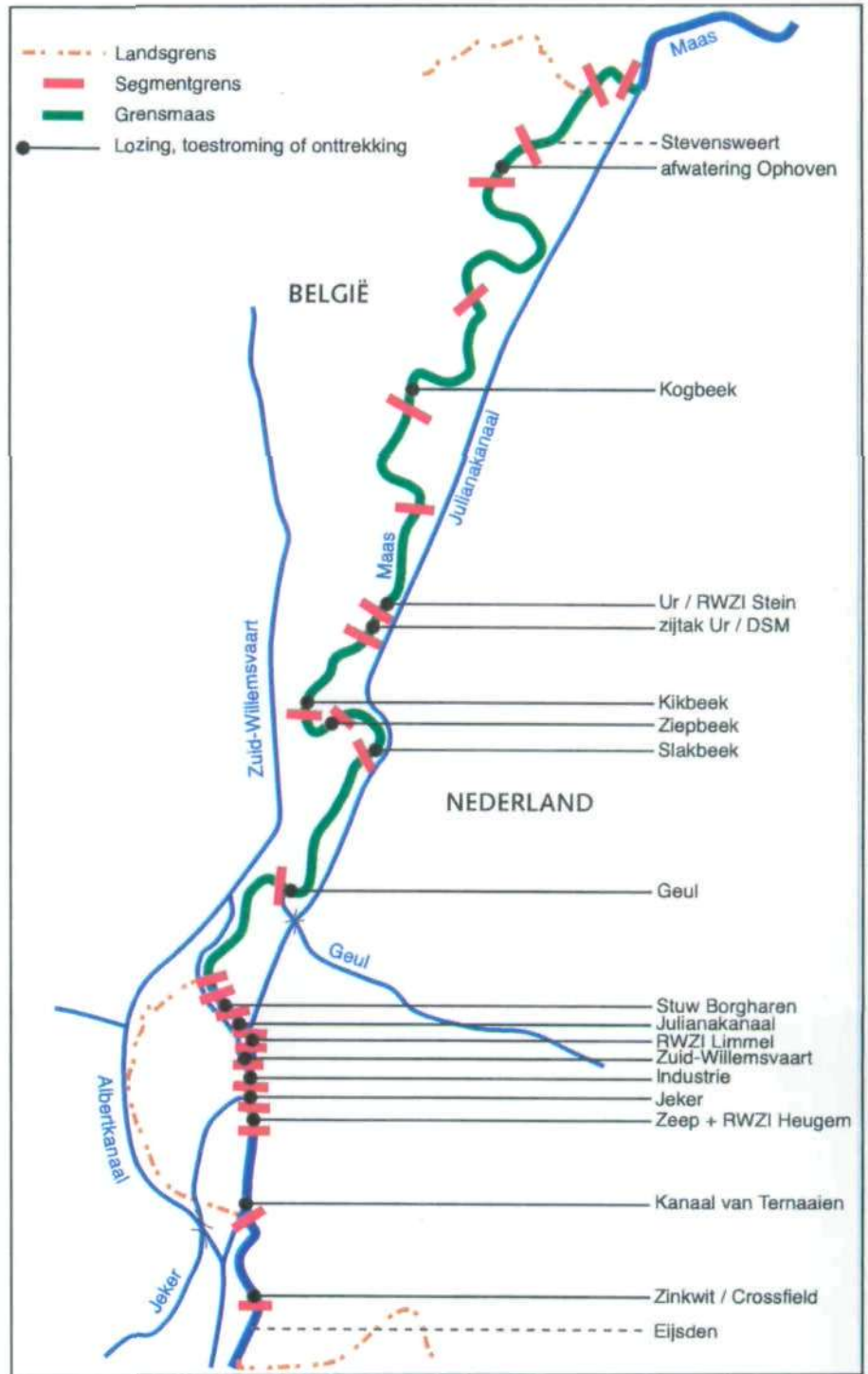
Dit hoofdstuk behandelt de schematisatie, de waterbeweging en de procesbeschrijving. De aan het model opgegeven toevoer van stoffen en warmte komt aan bod in hoofdstuk 3.

### 2.1 Schematisatie

De gemaakte SOBEK-applicatie betreft de Maas van Eijsden tot Maasbracht, zie *figuur 2.1*. De in het model opgenomen toestroom van water betreft, in stroomafwaartse volgorde:

- de modelrand Eijsden
- het schutdebiet van de sluis van Ternaaien
- de lozing van de RWZI Maastricht-Heugem, via de beek de Zeep
- de Jeker (afkomstig uit België, in Maastricht uitmondend in de Maas)
- de lozing van industrie te Maastricht (KNP Leykam Maastricht B.V., EKA Chemicals B.V., Sphinx Tegels B.V., Verenigde Glasfabrieken N.V.)
- de wateronttrekking naar de Zuid-Willemsvaart
- de lozing van RWZI Maastricht-Limmel
- de wateronttrekking naar het Julianakanaal
- de Geul (afkomstig uit België, doorkruist Zuid-Limburg, mondt uit in de Grensmaas)
- de Slakbeek (mondt uit in de Grensmaas aan Nederlandse zijde)
- de Ziepbeek (mondt uit in de Grensmaas aan Belgische zijde)
- de Kikbeek (*idem*)
- de lozing van DSM, via de Zijtak Ur
- de lozing van RWZI Stein, via de Ur
- de Kogbeek (mondt uit in de Grensmaas aan Belgische zijde)
- de "afwatering van Ophoven" (*idem*).

**Figuur 2.1** Modelsegmentgrenzen, toestroom en onttrekking van water, lozingen.



---

De toestroom vanaf "Eijsden", "sluis Ternaaien", Jeker, Geul, "DSM", Slakbeek, Kikbeek, Ziepbeek, Kogbeek en "afwatering Ophoven" is aan het model opgegeven als instromend debiet met concentraties; de overige toestroom als stoftoevoer zonder debiet ("droge-stoflozing"). Ook de wateronttrekkingen naar het Julianakanaal en de Zuid-Willemsvaart zijn in het model opgenomen. De kanalen zelf maken echter geen deel uit van het model. In het model is geen toestroming van grondwater opgenomen. Hoewel op grond van de weinige beschikbare gegevens de aanvoer van water en stoffen met het grondwater significant lijkt te zijn, is bij de kalibratie van het model niet opgevallen dat het weglaten van de toestroming van grondwater leidt tot systematisch te kleine debieten en stofvrachten bij de benedenstroomse modelrand (meetpunt Stevensweert).

De gebruikte schematisatie omvat alleen het zomerbed: daarom is alleen de situatie bij lage en middelhoge afvoer te modelleren. Dit is geen bezwaar, omdat de relevantie van de lozing van DSM juist het grootst is bij lage afvoer. Omdat deze zich vooral 's zomers voordoet en omdat bovendien de problemen met de waterkwaliteit vooral bij hogere watertemperaturen spelen (m.n. zuurstoftekort), worden de modelberekeningen alleen voor het zomerhalfjaar gemaakt (april t/m september).

Het gemodelleerde traject (Eijsden-Maasbracht) is verdeeld in 25 segmenten. Binnen een segment berekent het model volledige menging; een segment is een homogeen gemengde bak (afgezien van de scheiding water-bodem). De segmentgrenzen zijn zo gekozen dat ze steeds circa 100 m stroomopwaarts liggen van een toestroming van water, een lozing of wateronttrekking. Verder waren twee segmentgrenzen nodig om de waterbeweging bij de stuw van Borgharen te modelleren. Figuur 2.1 toont de segmentgrenzen en punten waar in het model lozingen en toestroom en onttrekking van water plaatsvinden.

De *dwarsprofielen* van het rivierbed en gegevens over werken die de waterloop beïnvloeden (stuwen, versmallingen bij bruggen, etc.) zijn ontleend aan de schematisatie van de Maas gemaakt door RIZA [RIZA98]. De dwarsprofielen zijn echter veranderd in het benedenstroomse deel van de Grensmaas, beginnend bij km 42. (Het lozingspunt van DSM ligt op km 36.) De oorspronkelijke schematisatie had voor een deel van dit traject zeer brede vakken (tot 8 km), doordat de aangetakte plassen in de dwarsprofielen waren opgenomen. Bij de berekening van waterkwaliteit bleek over de volle breedte volledige menging op te treden, wat absoluut niet reëel is. Om dit probleem te verhelpen zijn de dwarsprofielen in het genoemde riviertraject versmald tot reële waarden ("total width" is gelijk gemaakt aan "flow width"). De plassen langs de Grensmaas maken door deze ingreep geen deel meer uit van het model. Voor deze studie, gericht op de waterkwaliteit van de hoofdbaan van de Grensmaas in de situatie met lage afvoer, is dat geen bezwaar, omdat de invloed van de plassen hier gering is. Voor toekomstige beheersvragen echter zal de modellering van de plassen verbeterd moeten worden.

De berekeningen voor de 2015-scenario's zijn gemaakt met dezelfde schematisatie als de berekening "huidige situatie" en met dezelfde debietreeksen. In 2015 zou de geplande herinrichting van de Grensmaas gereed moeten zijn, zodat eigenlijk een schematisatie van de Maas na herinrichting gebruikt zou moeten worden. Die is echter nog niet gereed voor gebruik in een waterkwaliteitsmodel. De herinrichting zal gevolgen hebben voor de waterkwaliteit, met name doordat de resulterende langere (gemiddelde) verblijftijd van het water meer gelegenheid biedt voor processen als afbraak van organische stof, sedimentatie, algengroei en afgifte van niet-natuurlijke warmte. Het verdient daarom aanbeveling om voor modelberekeningen van de toekomstige waterkwaliteit van de Maas een nieuwe schematisatie te ontwikkelen waarmee de effecten van de diverse herinrichtingsmaatregelen in beeld te brengen zijn.

---

## 2.2 Waterbeweging

De waterbeweging (debieten, stroomsnelheden, waterhoogtes en -volumes in elk modelsegment, op elk tijdstip) is berekend op basis van gemeten debieten in de zomerhalfjaren 1991 en 1996. In deze zomerhalfjaren was de gemiddelde afvoer van de Maas relatief laag, wat voor deze studie een selectie criterium was, omdat bij lage afvoer de waterkwaliteit het meest gevoelig is voor verschillen in belastingsscenario's. Figuur 2.2 toont het afvoerloop van de Maas bij Eijsden in de gekozen zomerhalfjaren. De debieten van het zomerhalfjaar 1991 zijn gebruikt voor de *kalibratie* (ijking) van het model, zie § 4.1, de debieten van het zomerhalfjaar 1996 voor de *validatie* (controle van de kalibratie) en voor de vijf scenarioberekeningen.

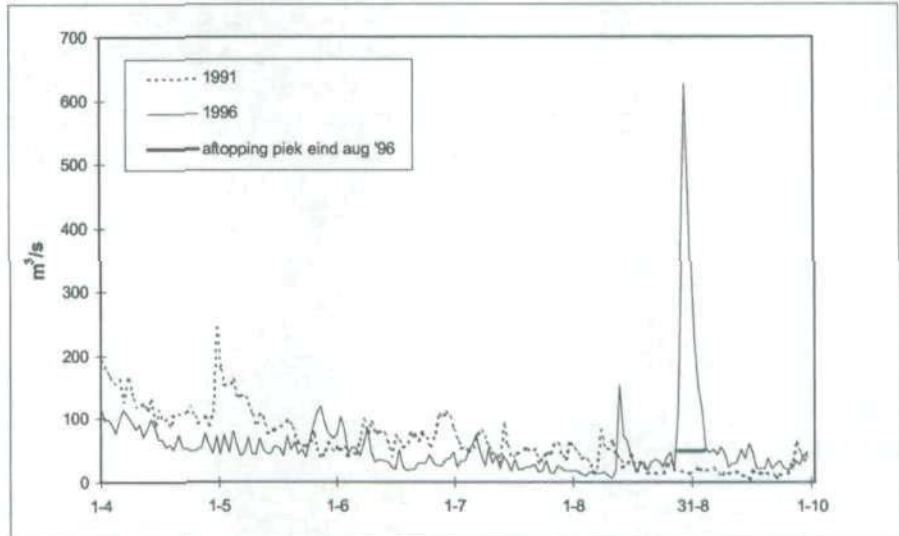
Van het debiet van de Maas bij Eijsden, de Jeker, de Geul, de lozing van DSM (zijtak Ur) en de onttrekkingen naar de Zuid-Willemsvaart en het Julianakanaal waren dagelijkse meetwaarden beschikbaar. Van het debiet vanuit de sluis van Ternaaien konden dagwaarden berekend worden uit de meetwaarden van andere lokaties. Voor de relatief kleine debieten van de Slakbeek, de Kikbeek, de Ziepbeek, de Kogbeek en "afwatering Ophoven" zijn constante waarden gebruikt, meetwaarden van juni 1991 [EHM93], die representatief zijn verondersteld voor de zomersituatie. Van de overige in het model opgenomen toestromingen zijn de debieten verwaarloosd. Het betreft de lozingen van de RWZI's Maastricht-Heugem, Maastricht-Limmel en Stein (de laatste lozend via de Ur) en de industrie bij Maastricht. Het debiet van de lozing van KNP Leykam te Maastricht, circa 30.000 m<sup>3</sup>/dag, is in geval van zeer lage Maasafvoer enigszins significant, maar is verondersteld grotendeels te zijn onttrokken aan de Maas, zodat het netto-debiet verwaarloosbaar is. Ook de toestroming van grondwater is niet meegenomen, zoals is besproken in § 2.1.

De berekeningen die zijn gebruikt om het effect van de lozing van DSM te onderzoeken zijn gemaakt met de waterbeweging van 1996, echter met weglating van de korte afvoerpiek eind augustus, die bij Eijsden een maximum van ruim 600 m<sup>3</sup>/s had, zie figuur 2.2. Bij de presentatie van de modelresultaten zou deze piek, die (uiteraard) effect heeft op de diverse parameters, extra uitleg vergen die niet bijdraagt aan het inzicht in het effect van de lozing van DSM, het doel van de studie. Daarom is gedurende de 7 dagen waarop de piek optrad het debiet "afgetopt" tot de waarden die optraden voor en na de piek. Ook de gelijktijdig optredende afvoerpieken van de Jeker en de Geul (4 resp. 3 dagen) zijn afgetopt, evenals de hoge concentratie zwevend stof die gepaard gaat met de afvoergolf te Eijsden. De overige stofconcentraties die in de betreffende periode zijn gemeten hadden geen dusdanige waarde dat aanpassing nodig werd gevonden.



Het massabehoud van de waterbeweging (de continuïteit) is gecontroleerd met behulp van een conservatieve (d.w.z. niet aan processen onderhevige) stof waaraan op alle instroompunten van het model een concentratie  $1 \text{ g/m}^3$  is gegeven. Gedurende de gehele doorgerekende periode en in alle segmenten dient het model voor deze stof een concentratie van exact 1 te berekenen, wat in voldoende mate het geval was (afwijkingen maximaal 0,7%).

**Figuur 2.2** De afvoer van de Maas bij Eijsden in de perioden april-september 1991 en 1996.



### 2.3 Processen

De keuze van de in het model op te nemen processen wordt bepaald door de parameters waarvoor men uitvoer wil en de beschikbaarheid van gegevens (metingen en literatuur). Het opnemen van een proces in het model heeft slechts zin, als dit daadwerkelijk betrouwbaarder modeluitkomsten oplevert; dan moeten er voldoende goede invoergegevens voorhanden zijn.

In het gebruikte model zijn de volgende processen opgenomen:

- afgifte van warmte (in geval van overschrijding van de natuurlijke watertemperatuur)
- sedimentatie en resuspensie van zwevend stof (één fractie)
- binding aan zwevend stof (voor fosfor, nikkel en zink)
- nitrificatie (omzetting van ammonium-stikstof in nitraat-stikstof)
- ammonificatie (omzetting van organisch gebonden stikstof in ammonium-stikstof)
- denitrificatie (omzetting van nitraat-stikstof in elementair stikstof) in water en waterbodem
- groei en sterfte van algen
- opname van stikstof en fosfaat door algen
- mineralisatie van koolstof, stikstof en fosfor in dode algen en ander organisch materiaal
- zuurstofproductie door algen
- zuurstofverbruik door afbraak van koolwaterstoffen (BZV) en dode algen
- reaëratie (uitwisseling van zuurstof met de lucht (meestal opname))
- zuurstofinslag bij stuw Borgharen, als functie van valhoogte, temperatuur en mate van zuurstofverzadiging.

---

*Dispersie* (verspreiding van stoffen, voor zover die geen gelijke tred houdt met de stroming (advectioneel transport) van het water, anders gezegd het "uitwaaien" van de stoffen) is op nul gesteld, omdat dit proces in de huidige modelversie niet goed wordt berekend en omdat het effect in een stromend water als de Grensmaas klein is ten opzichte van het advectioneel transport.

De berekening van de algenbloei was vooral bedoeld om het effect op de zuurstofhuishouding te bepalen. Er zijn twee soorten algen gemodelleerd, "diatomeeën" en "groenalgen", die respectievelijk in het voorjaar en de zomer veel voorkomen in de Maas [EHRM96]. De procescoëfficiënten van de algenmodellering zijn gebaseerd op eerdere reaëratiestudies [WL95a].

Een toelichting van de processen "reaëratie" en "zuurstofinslag bij stuw Borg-haren" staat in bijlage 2. Voor verdere toelichting van de genoemde processen en voor procesformuleringen wordt verwezen naar de modelhandleiding [WL95b].

# 3 Beschrijving van de toevoer van stoffen en warmte

---

## 3.1 Parameters

Om de aandachtsparementers (temperatuur, surplus-temperatuur, chloride, totaal-stikstof, ammonium-stikstof, totaal-fosfor, zuurstof, biologisch zuurstofverbruik (BZV5), chlorofyl-a, nikkel en zink) te berekenen heeft het model gegevens nodig over de *invoerparameters*:

- temperatuur (T)
- surplus-temperatuur (surT)
- chloride
- zuurstof
- nitraat- plus nitriet-stikstof (NO<sub>3</sub>)
- ammonium-stikstof (NH<sub>4</sub>)
- stikstof in algen (algN)
- stikstof in overige organische stof (detN)
- fosfor in ortho-fosfaat (PO<sub>4</sub>)
- fosfor gebonden aan anorganisch zwevend stof (AAP)
- fosfor in algen (algP)
- fosfor in overige organische stof (detP)
- koolstof in algen (algC = C diat + C green, resp. koolstof in "diatomeeën" en "groenalgen")
- koolstof in overige organische stof (detC)
- anorganisch zwevend stof (IM)
- totaal-nikkel
- totaal-zink

Van alle invoerparameters vraagt het model waarden (concentraties of vrachten) voor al het toestromende water. De waarden van de invoerparameters die voor de modelberekening "huidige situatie" (1996) zijn gebruikt zijn in principe gebaseerd op meetwaarden. De parameters surT, algN, detN, algP, detP, AAP, detC, algC en IM worden echter niet als zodanig gemeten. Soms kunnen ze uit andere parameters worden afgeleid, anders moeten ze op aannamen gebaseerd worden. Dit wordt in de navolgende paragrafen voor de betreffende parameters aangegeven. Voor algN en algP (stikstof- en fosfor-in-algen) is de optie gekozen om ze door het model te laten berekenen uit algC.

Met de gebruikte modelinstelling staan de parameters detC, detN en detP voor koolstof, stikstof en fosfor in zowel *particulaire* organische stof (de eigenlijke definitie van detC, detN en detP) als *opgeloste* organische verbindingen. Het model kan hiertussen onderscheid maken, met verschillende omzettingssnelheden. Van deze mogelijkheid is echter geen gebruik gemaakt, omdat deze mate van detaillering niet zinvol is, vanwege het onvoldoende bekend zijn van de op te geven opgeloste en particuliere fracties.

---

Het vervolg van dit hoofdstuk beschrijft de afleiding van de waarden van de invoerparameters. Paragraaf 3.2 gaat in op de beschikbaarheid van meetwaarden, § 3.3 geeft de algemene principes volgens welke de invoercijfers voor de 2015-scenario's zijn verkregen. De daarop volgende paragrafen geven nadere informatie per invoerparameter. De belangrijkste verschillen tussen de invoercijfers van de berekening "huidige situatie" (1996) en de berekeningen voor de 2015-scenario's zijn weergegeven in de figuren 3.1 t/m 3.6.

### 3.2 De modelinvoer voor het scenario "huidige situatie"

De modelinvoer voor het scenario "huidige situatie" is zoveel mogelijk gebaseerd op meetgegevens van 1996. Het aantal beschikbare meetwaarden varieert van meerdere per dag (enkele parameters te Eijsden) tot nul. In principe zijn aan het model *dagwaarden* opgegeven. Voor dagen tussen de meettijdstippen zijn waarden verkregen door middel van interpolatie. Overigens interpoleert het model de dagwaarden weer tot waarden per rekentijdstap (instelbaar; gekozen is 30 minuten).

Het aantal meetwaarden bepaalt de nauwkeurigheid van de aan het model opgegeven stof- en warmtetoevoer (hierna "vrachten" genoemd). Het belang van de bereikte nauwkeurigheid hangt uiteraard af van het aandeel van de betreffende vrachten in de totale belasting van de Maas. Indien dat aandeel klein is, kan zonder verlies van nauwkeurigheid een constante, gemiddelde waarde aan het model worden opgegeven. Dit is gebeurd voor veel kleine vrachten. Andere kleine vrachten zijn bij gebrek aan gegevens verwaarloosd. In geval van slecht bekende vrachten die mogelijk wel significant zijn is een zorgvuldiger benadering nagestreefd.

Vooraf van het water uit de sluis van Ternaaien is de waterkwaliteit onvoldoende bekend. Het schutdebiet, daggemiddeld ongeveer  $10 \text{ m}^3/\text{s}$ , draagt in het zomerhalfjaar belangrijk bij aan de kwaliteit van de Grensmaas. In het DONAR-bestand van Rijkswaterstaat staan tot 1987 maandelijkse waterkwaliteitsmetingen van het Albertkanaal enkele kilometers bovenstrooms van de sluis; enkele parameters (chloride, zuurstof) zijn hier nog tot in 1993 gemeten. Het Belgische waterbeheer meet maandelijks op een waarschijnlijk vergelijkbare lokatie (Albertkanaal te Kanne). Deze metingen betreffen het water *bovenstrooms* van de sluis; het water dat benedenstrooms van de sluis in de Maas komt kan alweer een andere kwaliteit hebben. Bovendien geeft het interpoleren van maandelijkse meetwaarden tot een tijdreeks voor het model stofvrachten met een grote onzekerheidsmarge, wat ongewenst is, gezien hun grote aandeel in de totale belasting van de Maas (bij lage afvoer). Daarom is ervoor gekozen om de meetwaarden van het Albertkanaal niet te gebruiken, en in plaats daarvan voor "sluis Ternaaien" de concentraties en watertemperatuur van "Eijsden" te gebruiken. Voor zover kon worden nagegaan is dit een redelijke benadering. Bij vergelijking van de meetwaarden van het Albertkanaal met die van de Maas te Eijsden op en rond dezelfde dag zijn namelijk geen duidelijke *systematische* verschillen geconstateerd (d.w.z. altijd hoger of altijd lager). Met de waarden van Eijsden worden de stofvrachten vanuit sluis Ternaaien gemiddeld over een langere periode waarschijnlijk redelijk weergegeven, maar op dagbasis kunnen afwijkingen van tientallen procenten optreden.

---

Van al het toestromende water benedenstrooms van Eijsden is de lozing van DSM het best gekarakteriseerd. DSM meet in het effluent van de Integrale Afvalwaterzuiveringsinstallatie (IAZI) enkele parameters dagelijks, andere parameters week- of maandgemiddeld (in verzamelmonsters). Voor deze studie is aangenomen dat veranderingen in de waterkwaliteit tussen het punt waar wordt bemonsterd en de monding van het afwateringskanaal (Zijtak Ur) in de Maas verwaarloosbaar zijn.

Van de Jeker, de Geul en de kleinere beken is de waterkwaliteit over het algemeen met maandelijkse steekmonsters gemeten, door het Zuiveringschap Limburg of de Vlaamse Milieumaatschappij. De meetwaarden van de Jeker en de Geul zijn geïnterpoleerd tot dagwaarden. Van de kleinere beken ontbraken debietmetingen, wat het opgeven van een tijdreeks concentraties minder zinvol maakt. Hier is gekozen voor constante zomerhalfjaar-gemiddelde concentraties en een constant debiet. Ook van de kwaliteit van het effluent van de RWZI's, die beheerd worden door het Zuiveringschap, zijn maandelijkse meetwaarden beschikbaar. Vanwege de beperkte variatie en het kleine debiet (dus relatief kleine vrachten) is ervoor gekozen om aan het model constante droge-stofvrachten (debiet nul) op te geven. Gegevens over de industriële lozingen zijn ontleend aan het bestand WVO-info. Hierin staan echter slechts de parameters die met betrekking tot de WVO-vergunning van belang zijn en het aantal metingen is te klein om een goed beeld te geven van mogelijke variatie. Gegeven de relatief kleine vrachten waar het om gaat, zijn ook in dit geval als modelinvoer constante droge-stofvrachten genomen.

Voor alle toestroompunten geldt dat het gemeten parameterpakket slechts een deel van de voor waterkwaliteitsmodellen benodigde parameters omvat. Veelal ontbreken gegevens over de afzonderlijke door het model gevraagde stikstof- en fosforcomponenten, zodat hiervoor aannamen gedaan moeten worden. Bepaling van de invoerparameters detC en IM vraagt om metingen van het gehalte zwevend stof, totaal organisch koolstof (TOC) en particulier organisch koolstof (POC). In de meeste gevallen worden deze echter niet gemeten. Soms geven de parameters BZV5 of CZV een indicatie van het gehalte organisch materiaal. Het feit dat op het ene toestroompunt BZV5 wordt gemeten en op het andere CZV is weer een extra moeilijkheid.

De noodzaak om voor bepaalde invoerparameters schattingen en aannamen te doen vergroot de onzekerheid van de uitkomsten van gerelateerde *uitvoerparameters*. Dit geldt met name voor ammonium-stikstof, BZV5 (door het model berekend uit algC en detC) en de aan algenbloei gerelateerde parameters chlorofyl-a en zuurstof. De belangrijkste foutenbronnen voor de berekende algenbloei zijn de groeisnelheid en de sterk met de plaats variërende beschikbaarheid van licht.

Voor de modelinvoerparameters waarvoor wel meetwaarden beschikbaar zijn brengt de interpolatie tussen de meettijdstippen nog fouten met zich mee. Daarom moeten modeluitkomsten voor afzonderlijke dagen met de nodige voorzichtigheid geïnterpreteerd worden. Het model zal de concentratie van een stof vlak voor het lozingspunt van DSM de ene dag te hoog en de andere dag te laag berekenen. Uitspraken over het effect van de lozing van DSM moeten dus gebaseerd worden op het beeld over meerdere dagen en niet op uitkomsten voor individuele dagen.

---

### 3.3 De 2015-scenario's

De waarden van de invoerparameters in de 2015-scenario's zijn afgeleid van die van het scenario "huidige situatie". Dit houdt in dat de concentratie (tijdreeks) van een bepaalde parameter in 1996 ofwel wordt gehandhaafd, indien geen verandering van de betreffende stofvracht wordt aangenomen, ofwel in zijn geheel met een bepaalde factor wordt vermenigvuldigd, conform de verwachte verandering (in praktijk gaat het steeds om reductie). In de berekeningen voor 2015 hebben de stofvrachten dus dezelfde variatie in de tijd als in 1996. De modelinvoerparameters chloride, alg-koolstof (algC) en anorganisch zwevend stof (IM) zijn in de 2015-scenario's niet veranderd ten opzichte van de berekening voor 1996.

#### 2015a

Het scenario 2015a houdt in dat de lozing van DSM verandert volgens de prognoses in het bedrijfsmilieuplan [DSM98] (1998 t/m 2001), terwijl alle andere stofvrachten op het niveau van 1996 blijven.

#### 2015b

In scenario 2015b zijn voor alle stofvrachten bestaande, officiële prognoses genomen. Prognoses van de *jaar*vrachten totaal-stikstof, totaal-fosfor, cadmium, koper, kwik, lood en zink in de Maas bij Eijsden in 2015 zijn gepubliceerd in de Watersysteemverkenningen 1996 [WSV96]. Omdat in het zomerhalfjaar gemiddeld lagere dagvrachten optreden dan jaargemiddeld, is de modelinvoer voor het scenario 2015b niet rechtstreeks afgeleid van de WSV-prognoses, maar gebaseerd op de verwachte procentuele reductie van de vrachten in 2015 ten opzichte van 1995. Voor dat jaar zijn in de WSV-studie vrachtberekeningen gemaakt volgens de dezelfde methode als waarmee prognoses zijn gemaakt. Daarom is het redelijk om het quotiënt van de WSV-cijfers voor 1995 en 2015 als reductiefactor te hanteren. De WSV-prognoses en de afgeleide reductiefactoren staan in tabel 3.1. Zo konden voor de modelparameters totaal-stikstof, totaal-fosfor en zink concentratiereeksen bij Eijsden worden bepaald:

$$\text{conc 2015b} = \text{conc 1996} \times \{ \text{WSV 2015} / \text{WSV 1995} \}$$

Hierin is conc 1996 de concentratie in de berekening "huidige situatie". Voor de modelparameters waarover de WSV-studie geen uitspraak doet zijn op grond van diverse overwegingen reducties of een gelijkblijvend niveau bij Eijsden aangenomen. Dit wordt in de navolgende paragrafen uiteengezet.

Informatie over de ontwikkeling van andere stofvrachten dan die van de Maas bij Eijsden en DSM is alleen verkregen voor de RWZI's [ZL99]. De lozing door RWZI Limmel van Kjeldahl-stikstof (KjN = totaal-N - NO<sub>3</sub>) en CZV is in 1997 verminderd van 10.000 naar 5.000 vervuilingseenheden (VE). Daarbij komt nog de te realiseren biologische defosfatering en denitrificering (vóór 2003). Op grond van deze ontwikkelingen is in de 2015-scenario's de lozing van detC en de stikstof- en fosforcomponenten verlaagd. Voor de RWZI's van Heugem en Stein zijn geen maatregelen voorzien die aanpassing van de modelinvoer vragen.

Er zijn geen uitbreidingen van de RWZI's of aansluiting van nieuwe bedrijfslozingen e.d. gepland. Voor de RWZI Heugem is een vergroting van de nabezinktank gepland; voor RWZI Stein vergroting van de buffercapaciteit voor regenwater [ZL99]. Deze maatregelen reduceren vooral incidentele lozingen (bij grote hoeveelheden neerslag). Waarschijnlijk hebben ze weinig gevolgen voor de *reguliere* effluentvrachten, die in het model zijn gebruikt.

Met betrekking tot de toestromende zijwateren is voor scenario 2015b aangenomen dat de stofvrachten zijn gereduceerd conform de afspraken in het kader van het Noordzee-Actieplan [NAP]. Voor de modelparameters totaal-stikstof, totaal-fosfor, nikkel en zink houdt dit in dat de vrachten in 2010 gehalveerd moeten zijn ten opzichte van de waarden in 1985. Als benadering is in scenario 2015b de helft genomen van de concentraties in de kalibratie-berekening van 1991, tenzij de parameters in 1996 ("huidige situatie") reeds aan de MTR-norm voldoen: dan is de waarde van 1996 gehandhaafd. Nadere toelichting van de bepaling van de verscheidene invoerparameters wordt hieronder per parameter afzonderlijk gegeven.

**Tabel 3.1** Prognoses van jaarvrachten te Eijsden; reductiepercentages voor scenario 2015b.

parameter	1995 WSV96	2015 WSV96	reductie t.o.v. 1996 (%)
totaal-N (kton/j)	36	26	27
totaal-P (kton/j)	3,6	2,1	42
cadmium (ton/j)	2,7	1,7	37
koper (ton/j)	26	19	27
kwik (ton/j)	0,38	0,18	53
lood (ton/j)	30	22	27
zink (ton/j)	256	192	25

#### 2015c en 2015d

In scenario 2015c voldoet het toestromende water (de Maas bij Eijsden en de zijwateren) aan de MTR-waarden. In scenario 2015d voldoet het aan de streefwaarden en de norm voor water voor zalmachtigen, voor zover deze normen gedefinieerd zijn. De normwaarden staan in bijlage 1.

De concentraties chloride, BZV5, totaal-stikstof, totaal-fosfor en chlorofyl-a worden aan de normen getoetst op basis van hun (zomerhalfjaar-) gemiddelde waarde [V&W98]. De concentraties totaal-stikstof en totaal-fosfor in het toestromende water in de scenario's 2015c en 2015d zijn berekend door de concentratiereeksen van 1996 te vermenigvuldigen met de factor {normwaarde / gemiddelde 1996}. Zo worden dus concentratiereeksen verkregen waarvan het gemiddelde gelijk is aan de normwaarde. Als het gemiddelde in 1996 al aan de norm voldeed, is de concentratiereeks van 1996 in het 2015-scenario ongewijzigd overgenomen. Dat geldt ook voor chloride en chlorofyl-a (met alg-koolstof als modelinvoerparameter). De invoer voor BZV5, via de invoerparameters detritus-koolstof en alg-koolstof, is in de scenario's 2015c en 2015d gelijk aan die in scenario 2015b (zie § 3.9), omdat in dat scenario al aan de (voormalige) norm wordt voldaan.

Voor de microverontreinigingen, in deze studie alleen nikkel en zink, gebeurt de toetsing aan normen op basis van het 90-percentiel van de gemeten concentraties: minimaal 90% van de meetwaarden moet aan de norm voldoen [V&W98]. Voor nikkel en zink in de scenario's 2015c en 2015d zijn de concentratiereeksen van 1996 vermenigvuldigd met de factor {normwaarde / 90-percentiel 1996}. Van de verkregen concentratiereeksen is dan het 90-percentiel gelijk aan de normwaarde. Lag het 90-percentiel in 1996 al beneden de norm, dan is de concentratiereeks van 1996 in het 2015-scenario gehandhaafd.

---

Het zuurstofgehalte en de watertemperatuur worden getoetst aan hun minimum- resp. maximumwaarde [V&W98]. Van de dagelijkse meetwaarden van het zuurstofgehalte in de Maas bij Eijsden voldeden in 1996 enkele niet aan de MTR-norm (minimaal 5 mg/l); de laagste waarde was 2 mg/l. Indien de concentratiereeks voor de scenario's 2015c en 2015d, analoog aan de berekening voor de andere parameters, berekend zou worden door de reeks van 1996 te vermenigvuldigen met {normwaarde / minimum 1996}, oftewel {5/2} resp. {7/2}, zouden onwaarschijnlijk hoge waarden verkregen worden. Daarom is gekozen voor vermenigvuldiging met {normwaarde / 10-percentiel 1996}; in de noemer de waarde waar 90% van de in 1996 gemeten concentraties boven ligt. Resulterende waarden die nog niet aan de norm voldeden (5 resp. 7 mg/l) zijn tot die waarde opgetrokken. Op grond van eenzelfde overweging is ook de watertemperatuur voor de scenario's 2015c en 2015d berekend op basis van het 90-percentiel van de waarden van 1996 (zie § 3.4).

### 3.4 Temperatuur en surplus-temperatuur

Het model gebruikt de parameter temperatuur (d.w.z. de watertemperatuur) voor de berekening van een aantal temperatuurafhankelijke processen (reaëratie, nitrificatie, etc.). Deze temperatuur kan als invoer worden opgegeven. Wil men echter de temperatuur door het model laten berekenen, met name het effect van warmtelozingen, dan moet de parameter surplus-temperatuur (surT) worden opgegeven. Dit is het verschil met de natuurlijke temperatuur, d.w.z. de temperatuur die het water zou aannemen zonder warmtelozingen, bij de gegeven temperatuur van lucht en bodem, wind, luchtvochtigheid en instraling van de zon. Water met een temperatuur boven de natuurlijke waarde geeft warmte af, wat in hoofdzaak gebeurt door uitstraling. Het model berekent het warmteverlies met een empirische relatie op basis van de surplus-temperatuur.

Water op de natuurlijke temperatuur heeft geen netto warmte-uitwisseling met de omgeving. In praktijk wordt een echte evenwichtssituatie nooit bereikt, omdat de omstandigheden, in elk geval de zonnestand, voortdurend veranderen. Er is dus altijd wel een klein verschil tussen de feitelijke watertemperatuur (die trouwens veelal niet homogeen is in het systeem) en de evenwichtstemperatuur. Dit verschil nu is bepalend voor de warmte-uitwisseling met de omgeving; niet de watertemperatuur zelf, noch het verschil met de luchttemperatuur.

Figuur 3.1 geeft een overzicht van de aan het model opgegeven warmtelozingen via de verscheidene toestroompunten. De surplus-warmte, het product van de surplus-temperatuur, het debiet en de soortelijke warmte van water ( $C_w$ ), is uitgezet tegen de tijd. In de scenario's 2015a, 2015b en 2015c is ten opzichte van het scenario "huidige situatie" alleen een zeer kleine wijziging in de warmtelozing van DSM doorgevoerd. Alleen scenario 2015d is wezenlijk verschillend: de belangrijkste toevoer van surplus-warmte, via de Maas bij Eijsden en de sluis van Ternaaien, is hier verlaagd. Dit wordt hieronder toegelicht.



### *Eijsden*

De temperatuur van de Maas te Eijsden wordt meermalen per dag gemeten en is als dagwaarde aan het model opgegeven. De surplus-temperatuur is echter niet goed bekend. Meetwaarden uit de tijd vóór de grote warmtelozingen (voornamelijk energiecentrales in België) zijn er onvoldoende. Wel geven de beschikbare meetwaarden aan dat de surplus-temperatuur bij Eijsden gemiddeld ongeveer 5 °C bedraagt. Uiteraard varieert de opwarming van het water bij lozingspunten als gevolg van de variatie van de warmtelozingen zelf en de variatie van de Maasafvoer (bij hogere afvoer wordt de warmte over een grotere massa water verdeeld). Het effect van de afvoer wordt echter gecompenseerd door de eraan gekoppelde stroomsnelheid: bij hogere afvoer krijgt het water tussen het lozingspunt en een punt benedenstrooms minder gelegenheid om de surplus-warmte weer af te geven. Proefberekeningen met een empirische formule (vergelijkbaar met de formulering in het model) laten dit compenserende effect duidelijk zien. Daarom is als modelinvoer voor de surplus-temperatuur van het Maaswater te Eijsden een constante waarde van 5 °C gekozen. In bijlage 3 wordt aangetoond dat deze keuze slechts een beperkte invloed heeft op het berekende effect van de warmtelozing van DSM. De door DSM teweeggebrachte temperatuurstijging van de Grensmaas bij minimale afvoer (dus maximaal effect van de lozing) blijkt met 0,3 °C te variëren wanneer voor surT te Eijsden niet 5 °C maar 2 of 8 °C wordt gekozen.

De keuze van een constante surplus-temperatuur voor de Maas te Eijsden leidt er toe dat de surplus-warmte die aan het model wordt opgegeven rechtevenredig is met de afvoer. Daardoor is in de grafiek voor "Eijsden + Ternaaien" (figuur 3.1) het verloop van de afvoer bij Eijsden (figuur 2.2) duidelijk herkenbaar.

In de 2015-scenario's is voor de natuurlijke temperatuur de reeks van 1996 gehandhaafd. Voor de temperatuur en de surplus-temperatuur bij Eijsden zijn geen prognoses bekend. De temperatuurreeks van 1996 overschrijdt de MTR-waarde (25 °C) niet. Voor surT is geen MTR-waarde gedefinieerd. Daarom is surT in de scenario's 2015b en 2015c gelijk gehouden aan de waarde in 1996: 5 °C.

In scenario 2015d is surT gelijk genomen aan 1,5 °C, de maximale waarde voor water voor zalmachtigen. Er is geen streefwaarde voor T of surT gedefinieerd. Door de verlaging van surT van 5 °C naar 1,5 °C zijn de T-waarden in scenario 2015d met 3,5 °C omlaag gegaan. Dit resulteert in een temperatuurreeks die slechts op enkele dagen een zeer kleine overschrijding vertoont van de temperatuurnorm voor water voor zalmachtigen, 21,5 °C.

### *DSM*

Warmtelozingen moeten aan het model worden opgegeven als toevoer van water met een surplus-temperatuur, gedefinieerd als het verschil met de natuurlijke watertemperatuur. De surplus-temperatuur van het door DSM geloosde water is het temperatuurverschil met de natuurlijke temperatuur van het ontvangende water, de Grensmaas. Dit water heeft vanwege bovenstroomse warmtelozingen zelf ook al een surplus-temperatuur. Het model berekent die op basis van de opgegeven warmtetoever en een procesformulering voor warmte-afgifte. De menging van het door DSM geloosde water met het water van de Grensmaas leidt weer tot een nieuwe surplus-temperatuur. Door die op te tellen bij de natuurlijke achtergrondwaarde, wordt de resulterende temperatuur verkregen. In bijlage 3 wordt gedemonstreerd dat de berekening via surplus-temperatuur hetzelfde resultaat oplevert als rekenen met temperaturen.

De natuurlijke temperatuur van de Grensmaas (dus in een situatie zonder warmtelozingen) zal bij benadering gelijk zijn aan die van de Maas bij Eijsden. Omdat de surplus-temperatuur bij Eijsden op 5 °C is gesteld, is de natuurlijke temperatuur daar 5 °C beneden de gemeten temperatuur. De surplus-temperatuur van het door DSM geloosde water ( $surT_{DSM}$ ) is daarom berekend als:

$$\begin{aligned} surT_{DSM} &= T_{DSM} - T_{\text{natuurlijk Grensmaas}} = T_{DSM} - T_{\text{natuurlijk Eijsden}} \\ &= T_{DSM} - (T_{\text{Eijsden}} - 5 \text{ °C}) \end{aligned}$$

Wordt dus voor  $surT_{Eijsden}$  een andere waarde dan 5 °C gekozen, dan valt  $surT_{DSM}$  evenveel groter of kleiner uit. Zoals gezegd maakt dit voor het berekende effect van de lozing van DSM (de teweeggebrachte temperatuurstijging van de Grensmaas) slechts weinig verschil, zie bijlage 3.

Van de warmtelozing van DSM in 2015 is nog geen prognose te geven. In 1998 is een koelwerk in gebruik genomen dat als ontwerpdoel heeft om het effluent altijd aan de eis  $T < 30 \text{ °C}$  te laten voldoen. DSM is bereid om maatregelen te nemen voor verdere temperatuurverlaging "als onderdeel van een internationale aanpak van de koelwaterlozingen op de Maas" [DSM98]. In de berekeningen voor de 2015-scenario's is de surplus-temperatuur tijdreeks van 1996 overgenomen ("stand-still" benadering), behalve indien de effluenttemperatuur in 1996 meer dan 30 °C was; die waarden zijn "afgetopt" op 30 °C. In dat geval is  $surT_{DSM}$  dus berekend als:  $30 \text{ °C} - T_{\text{Eijsden}} + 5 \text{ °C}$ .

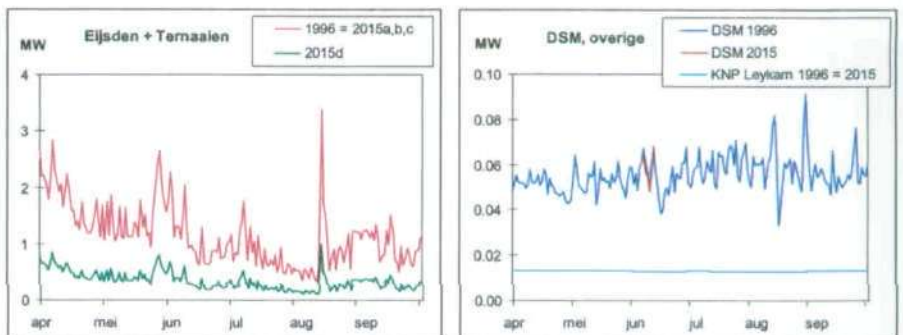
#### KNP Leykam

De lozing van KNP Leykam is zonder debiet opgegeven, maar voor de modellering van de geloosde warmte is toch een watertoeestroom nodig. Daarom is een aparte lozing van 0,010 m<sup>3</sup>/s gedefinieerd met een virtuele surplus-temperatuur, zodanig dat de warmte-inhoud ( $surT_{\text{virtueel}} \times 0,010 \text{ m}^3/\text{s}$ ) van die lozing overeenkomt met de feitelijke warmtelozing:

$$surT_{\text{virtueel}} = (T_{\text{effluent}} - T_{\text{Eijsden}} + 5 \text{ °C}) \times Q_{\text{effluent}} / 0,010 \text{ m}^3/\text{s}$$

waarin  $T_{\text{effluent}}$  en  $Q_{\text{effluent}}$  de feitelijke waarden van de temperatuur en het debiet van de lozing zijn.

**Figuur 3.1** De toevoer van surplus-warmte ( $surT \cdot Q \cdot C_w$ ); de bijdrage van de Jeker, de Geul, de kleinere beken en de RWZI's is verwaarloosd.



#### Overige toestroompunten

De  $surT$  van de overige instroompunten is nul gesteld. De gemeten temperatuur van de Jeker en de Geul ligt systematisch enkele graden lager dan die van de Maas te Eijsden en dus niet ver boven de natuurlijke achtergrondwaarde. De fout die gemaakt wordt door  $surT$  te verwaarlozen is dus slechts klein. Van het overige toestromende water is het debiet dermate gering dat de surplus-temperatuur geen significant effect op de Maas zal hebben.

---

### 3.5 Chloride

#### *Eijsden*

Voor de concentratiereeks van chloride in de Maas bij Eijsden zijn de dagelijkse meetwaarden gebruikt. Omdat er geen prognoses zijn voor de ontwikkeling van de chloridebelasting en de huidige concentraties de MTR-norm niet overschrijden (een streefwaarde is niet gedefinieerd), is de concentratiereeks van 1996 gehandhaafd in alle 2015-scenario's.

#### *DSM*

Van de chloridelozing van DSM waren alleen meetwaarden van de periode augustus t/m december 1996 beschikbaar: vrachten per week, variërend van 64 tot 132 ton, gemiddeld 14,5 ton/dag. Deze *bruto* lozing bestaat voor een groot deel uit chloride uit het ingenomen water uit het Julianakanaal. De *netto* lozing van DSM bedroeg in 1996 gemiddeld 8,1 ton/dag [DSM98]. Meer dan de helft daarvan is afkomstig van de aspartaamfabriek. Bij lage Maasafvoer, met als criterium een afvoer te Eijsden van minder dan 55 m<sup>3</sup>/s [DSM99], kan een deel van het afvalwater van de aspartaamfabriek tijdelijk worden vastgehouden, waardoor de door DSM netto geloosde vracht chloride tijdelijk gehalveerd wordt [DSM98].

Als modelinvoer voor de concentratie chloride in het effluent van DSM is voor de maanden augustus en september 1996 een reeks dagwaarden berekend door de gerapporteerde weekvrachten te delen door zeven en vervolgens door het dagdebiet. Voor de periode april t/m juli 1996 is de gemiddelde dagvracht van augustus t/m december, 14,5 ton/dag, gedeeld door het maandgemiddelde debiet per dag. Voor het zomerhalfjaar 1991 is de 14,5 ton/dag gedeeld door het weekgemiddelde debiet per dag. In de 2015-scenario's is de concentratiereeks van 1996 verhoogd met 8 mg/l, rekening houdend met de verwachte toename van de vracht vanuit de aspartaamfabriek [ZL99].

Omdat de berekende dagvrachten zijn gebaseerd op gemiddelde waarden (augustus en september 1996 en 2015 op weekgemiddelden en de overige perioden op een vijfmaandsgemiddelde), zou nog gecorrigeerd moeten worden voor het achterhouden van afvalwater van de aspartaamfabriek (waardoor de chloridelozing circa 4 ton/dag daalt; zie hierboven) en het alsnog lozen van achtergehouden afvalwater wanneer de Maasafvoer weer voldoende groot is. Over de snelheid waarmee dat laatste gebeurt waren echter geen gegevens beschikbaar. Verkeerde aannamen met betrekking tot dit punt, zo is nagegaan, kunnen leiden tot dermate grote fouten in de door het model berekende concentratie chloride in de Grensmaas, dat het twijfelachtig is of de correctie wel de beoogde vergroting van de nauwkeurigheid van de berekening oplevert. Daarom is geen correctie uitgevoerd. Het model zal daardoor de door DSM veroorzaakte stijging van de concentratie chloride in de Grensmaas overschatten op dagen met lage afvoer en onderschatten op aansluitende dagen met een afvoer te Eijsden van meer dan 55 m<sup>3</sup>/s. Gemiddeld over het zomerhalfjaar zal mogelijk enige overschatting plaatsvinden, doordat dagen met lage afvoer in de meerderheid zijn.

Stel dat het model door het negeren van het achterhouden van afvalwater van de aspartaamfabriek rekent met een chloridevracht die 4 ton/dag te groot is; het debiet van het effluent is circa 85.000 m<sup>3</sup>/dag; de effluentconcentratie chloride wordt dan overschat met circa 47 mg/l; de verdunning in de Grensmaas bedraagt bij minimaal debiet van de Grensmaas (10 m<sup>3</sup>/s) een factor 10; dus de overschatting van de concentratietoename in Grensmaas is maximaal 4,7 mg/l.

---

Een nauwkeuriger berekening vraagt meer informatie over de chloridelozing: bij voorkeur dagwaarden van vracht of concentratie in het effluent van de IAZI. Met week- in plaats van dagwaarden is ook verbetering van de berekening mogelijk, indien tevens informatie beschikbaar is over het lozingsregime van de aspartaamfabriek, met name over de lozing van het tijdelijk achtergehouden afvalwater.

#### *Overige instroompunten*

Voor de Jeker en de Geul is een reeks van concentratie-dagwaarden verkregen door interpolatie van de 4-wekelijkse meetwaarden. De variatie van de meetwaarden is beperkt, zodat de interpolatiefout waarschijnlijk klein is. De invoer voor de kleinere beken bestond uit constante concentraties, verkregen door middeling van de meetwaarden. Ook de chloridetoevoer afkomstig van de RWZI's en de industrie van Maastricht is als constante opgegeven.

In de 2015-scenario's is de invoer van de berekening voor 1996 gehandhaafd, tenzij in 1996 de MTR-waarde werd overschreden, wat het geval is bij de Kogbeek; hier is voor 2015c en 2015d de MTR-waarde genomen.

### 3.6 Stikstof

Het model berekent de stikstofhuishouding met de invoerparameters NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>, algN en detN (zie § 3.1). Omdat de stikstofcomponenten onderling via processen gerelateerd zijn, is de som-parameter totaal-stikstof een geschikte maat om de bijdrage van de verscheidene toestroompunten van het model aan de belasting van de Maas met stikstof weer te geven. Figuur 3.2 geeft voor de verscheidene scenario's de door het model berekende toevoer van totaal-stikstof. De vracht via Eijsden en de toestromende wateren (sluis van Ternaaien, Jeker, Geul en kleinere beken) is in alle scenario's verschillend. De lozingen van DSM en van de RWZI's zijn in de 2015-scenario's verlaagd ten opzichte van 1996.

#### *Eijsden*

Voor de berekening "*huidige situatie*" (1996) zijn de wekelijkse meetwaarden van NH<sub>4</sub>, KjN en NO<sub>3</sub> in de Maas bij Eijsden gebruikt. DetN is berekend als:  $detN = KjN - NH_4 - algN$ , waarbij algN is afgeleid van de meetwaarden van chlorofyl-a:  $algN = 0,24 \times 30 \times chf\text{-}a$ ; de waarde 0,24 is de aangenomen stikstof-koolstof-ratio in algen en de waarde 30 is de aangenomen ratio koolstof/chlorofyl-a; dit zijn gangbare gemiddelde waarden.

In de grafiek voor "Eijsden + Ternaaien" in figuur 3.2 is duidelijk het afvoerverloop bij Eijsden (figuur 2.2) herkenbaar. Het model berekent de aangevoerde vrachten door per rekentijdstep de geïnterpoleerde waarden van debiet en concentratie met elkaar te vermenigvuldigen. De interpolatie van de wekelijkse meetwaarden van de concentraties volgt uiteraard niet de werkelijke fluctuatie. Het is dus niet duidelijk in hoeverre het verband van de stikstofvracht met de afvoer overeenstemt met de werkelijkheid.

Voor het scenario 2015b is een concentratiereeks van totaal-stikstof berekend conform de prognose in Watersysteemverkenningen 1996 (zie tabel 3.1) door de reeks van 1996 te vermenigvuldigen met 0,73. Voor NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>, detN en algN, die aan het model moeten worden opgegeven, zijn geen prognoses bekend. De verwachte sanering van momenteel nog ongezuiverde lozingen van communaal afvalwater in België impliceert een relatief sterke afname van ammonium- en Kjeldahl-stikstof. Op grond van de daling van de concentraties van deze stikstof-componenten in de Rijn bij Lobith vanaf 1970 [RIZA91] ten gevolge van de sanering van Duitse lozingen, is voor NH<sub>4</sub> en KjN te Eijsden een reductiepercentage van 70% ten opzichte van 1996 aangenomen. De concentratiereeks voor NO<sub>3</sub> kon berekend worden als totaal-N - KjN. De reeks voor detN werd weer berekend als KjN - NH<sub>4</sub> - algN. Voor algN zijn de waarden van 1996 gehandhaafd (door het gelijk houden van de concentratiereeks van chlorofyl-a, zie § 3.8).

Concentratiereeksen van totaal-stikstof in de scenario's 2015c en 2015d zijn verkregen door de reeksen van 1996 te vermenigvuldigen met de factor {normwaarde / gemiddelde 1996}. In geval van scenario 2015c bedraagt deze factor 0,482, in geval van scenario 2015d 0,219. Voor de afzonderlijke stikstof-componenten zijn geen MTR- en streefwaarden gedefinieerd. De concentraties van KjN en NH<sub>4</sub> zijn gelijk gehouden aan die van scenario 2015b (70% verlaagd ten opzichte van 1996). Zo kon NO<sub>3</sub> worden berekend. De waarden van detN zijn weer verkregen met gebruik van de reeks van algN van 1996.

#### DSM

Van totaal-N en KjN in het effluent van de IAZI van DSM zijn voor 1996 dagelijkse meetwaarden beschikbaar. Hieruit is de modelinvoerparameter NO<sub>3</sub> te berekenen. Van de invoerparameter NH<sub>4</sub> waren geen meetwaarden van 1996 voorhanden, wel van 1991. Die laten een sterke variatie zien (m.n. in juli 1991: minimumwaarde 7 kg NH<sub>4</sub>/dag, maximumwaarde 1267 kg NH<sub>4</sub>/dag). Voor 1996 is een denkbeeldige concentratiereeks NH<sub>4</sub> berekend die de variatie van 1991 weergeeft:

$$\text{conc NH}_4 \text{ 1996} = \text{dagvracht NH}_4 \text{ 1991} / \text{dagdebiet 1996}$$

Indien echter de aldus berekende concentratie NH<sub>4</sub> groter was dan de gemeten concentratie KjN (meting van 1996), is de concentratie NH<sub>4</sub> berekend als:

$$\text{conc NH}_4 \text{ 1996} = \text{conc KjN 1996} \times 0,12$$

De factor 0,12 is het gemiddelde van de (sterk variërende) verhouding NH<sub>4</sub>/KjN in 1991. Nagegaan is dat de verkregen concentratiereeks NH<sub>4</sub> geen waarden bevat die leiden tot dagvrachten groter dan 500 kg/d; die zijn volgens DSM de afgelopen jaren niet meer voorgekomen [DSM99].

Aangenomen is dat de hoeveelheid algen in het effluent van de IAZI verwaarloosbaar is. De invoerparameter detN is dan te berekenen als KjN - NH<sub>4</sub>. Volgens het bedrijfsmilieuplan van DSM [DSM98] zal de lozing totaal-stikstof in 1999 nog 350 ton/j bedragen; 200 ton/j nitraat-stikstof en 150 ton/j Kjeldahl-stikstof. Verdere reducties worden niet genoemd (d.w.z. zijn niet voorzien t/m 2001). In 1996 werd 700 ton nitraat-stikstof en 150 ton Kjeldahl-stikstof geloosd. Op grond hiervan zijn de concentratiereeksen voor de 2015-scenario's als volgt berekend:

$$\text{conc NO}_3 \text{ 2015} = \text{conc NO}_3 \text{ 1996} \times 200/700$$

$$\text{conc NH}_4 \text{ 2015} = \text{conc NH}_4 \text{ 1996 (KjN blijft gelijk; geen specifieke prognose voor NH}_4)$$

$$\text{conc detN 2015} = \text{conc detN 1996 (doordat KjN en NH}_4 \text{ gelijk blijven)}$$

De fluctuatie van de concentratiereeksen van 1996 is dus gehandhaafd. Dat geeft een beter beeld van het mogelijke effect van de lozing van DSM dan het gebruik van een gemiddelde dagvracht of concentratie.

#### Overige industrie

Van de stikstoflozingen door de industrie bij Maastricht is alleen de lozing van K<sub>j</sub>N door KNP Leykam in het model opgenomen (als droge-stofvracht). Er is een arbitraire verdeling over de invoerparameters NH<sub>4</sub> en detN gemaakt (1:1). De overige gerapporteerde lozingsvrachten bedroegen minder dan 0,1% van de vracht in de Maas te Eijsden. Voor de lozing in de 2015-scenario's zijn de cijfers van 1996 aangehouden, omdat geen grote wijzigingen worden voorzien [DL99].

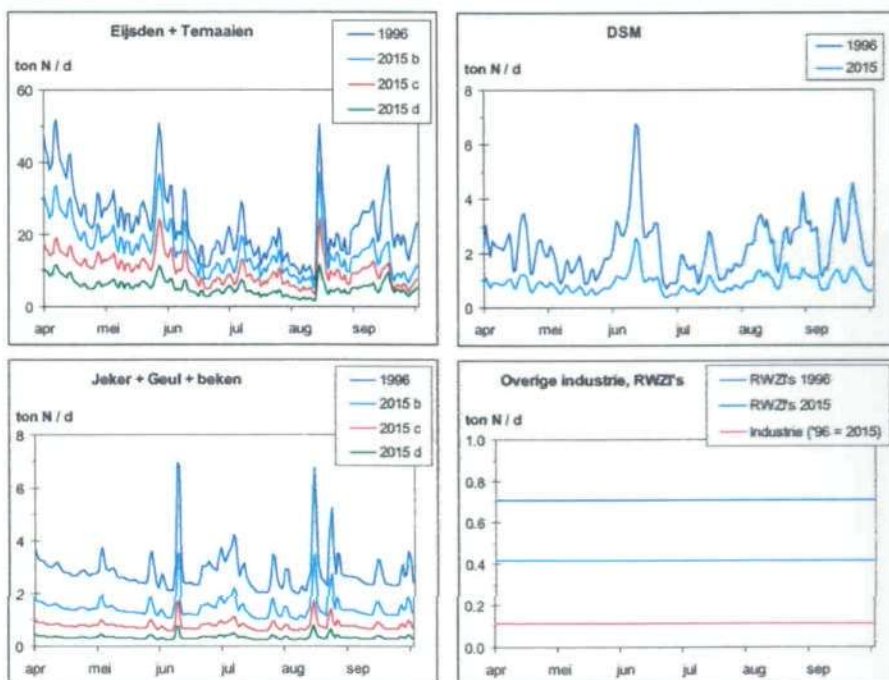
#### RWZI's

Voor de berekening "huidige situatie" zijn uit de effluentmetingen van 1996 gemiddelde dagvrachten NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub> en K<sub>j</sub>N berekend. DetN is berekend als K<sub>j</sub>N - NH<sub>4</sub>. In de scenario's 2015 b,c,d zijn alleen de vrachten van de RWZI Maastricht-Limmel veranderd. Op grond van de voor 2003 te realiseren biologische denitrificering en defosfatering is aangenomen dat in 2015 de 90-percentielwaarde van de concentratie totaal-stikstof in het effluent voldoet aan de norm, 10 mg/l. In 1996 was de 90-percentielwaarde nog 36 mg/l. De vrachten NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub> en detN in 2015 zijn nu berekend als:

$$\text{vracht 2015} = \text{vracht 1996} \times 10/36$$

wat neerkomt op een verlaging met 72%.

Figuur 3.2 De toevoer van totaal-stikstof.



#### *Toestromende zijwateren*

De concentratiereeksen van NO<sub>3</sub> en NH<sub>4</sub> van de Jeker en de Geul zijn voor het scenario "huidige situatie" verkregen door interpolatie van 4-wekelijkse meetwaarden van 1996. Voor de kleinere beken zijn constante concentraties aangehouden, de gemiddelden over het zomerhalfjaar 1996. Voor al deze zijwateren is aangenomen dat de meegevoerde vracht aan algen verwaarloosbaar is. Dan is detN te berekenen als K<sub>j</sub>N - NH<sub>4</sub>.

De concentratiereeksen voor de 2015-scenario's zijn verkregen door de waarden van 1996 te vermenigvuldigen met een reductiefactor. Prognoses en normen om zo'n reductie op te baseren zijn er slechts voor totaal-stikstof, niet voor de afzonderlijke stikstof-componenten. Daarom is eenzelfde, op totaal-stikstof gebaseerde factor toegepast op alle stikstof-componenten. Wel verschillen de factoren per scenario. In scenario 2015b is uitgegaan van verlaging van totaal-stikstof (t-N) conform het Noordzee-Actieplan [NAP]: 50% ten opzichte van 1985. De reductiefactor was {0,5 x vracht t-N 1985 / vracht t-N 1996}. Indien de vracht totaal-stikstof in het zomerhalfjaar 1996 reeds kleiner was dan de helft van de vracht in het zomerhalfjaar 1985, is geen reductie toegepast. Voor de scenario's 2015c en 2015d was het uitgangspunt dat de gemiddelde waarde van de concentraties totaal-stikstof niet boven de MTR-waarde (2,2 mg/l) resp. de streefwaarde (1 mg/l) mocht liggen. Op grond daarvan zijn de concentraties van 1996 vermenigvuldigd met de factor {2,2 / gemiddelde t-N 1996} resp. {1,0 / gemiddelde t-N 1996}.

### 3.7 Fosfor

Figuur 3.3 toont de aan het model opgegeven toevoer van totaal-fosfor via de verscheidene toestroompunten. De toevoer via Eijsden en de toestromende wateren (sluis van Ternaaien, Jeker, Geul, kleinere beken) verschilt per scenario. De lozing van de RWZI Maastricht-Limmel is in de 2015-scenario's verlaagd ten opzichte van 1996; de andere lozingen zijn gelijk gehouden.

#### *Eijsden en toestromende wateren*

Meetwaarden waren beschikbaar van totaal-fosfor (t-P) en ortho-fosfaat (PO<sub>4</sub>). De concentraties van de modelinvoerparameters AAP en detP zijn berekend met de aanname dat ze zich verhouden als 1:1:

$$AAP = detP = 0,5 \times (t-P - PO_4)$$

Concentratiereeksen voor Eijsden, Jeker en Geul zijn verkregen door interpolatie van de waarden van 1996. Dit verklaart (zie ook § 3.6) dat in figuur 3.3 een duidelijk verband is te zien tussen de afvoer en de door het model berekende toevoer van fosfor. Voor de kleinere beken zijn constante concentraties aan het model opgegeven, de gemiddelde waarden over het zomerhalfjaar 1996. Voor de 2015-scenario's zijn op dezelfde wijze als in geval van totaal-stikstof reductiefactoren berekend voor totaal-fosfor en toegepast op PO<sub>4</sub>, AAP en detP. In scenario 2015b zijn de concentratiereeksen van Eijsden en Ternaaien verlaagd met 42%, volgens de prognose in de Watersysteemverkenningen, zie tabel 3.1. Voor de andere toestromende wateren is in scenario 2015b de vracht totaal-fosfor met 50% verlaagd ten opzichte van 1985, conform het Noordzee-Actieplan [NAP]. De reductiefactoren voor de scenario's 2015c en 2015d waren resp. {MTR t-P / gemidd. t-P 1996} en {streefw. t-P / gemidd. t-P 1996}.

#### *DSM*

Meetcijfers waren beschikbaar van totaal-fosfor, niet van ortho-fosfaat. Voor de berekening "huidige situatie" zijn gemiddelde concentraties per maand bepaald, volgens:

$$\text{conc 1996} = \frac{\text{zomerhalfjaargemiddelde dagvracht}}{\text{maandgemiddeld dagdebit}}$$

Voor de bepaling van de modelinvoerparameters PO<sub>4</sub>, AAP en detP is hun verhouding arbitrair 1:2:1 gesteld.

Het grote aandeel AAP is gebaseerd op het feit dat 70% van de 25 mg/l zwend stof in het effluent bestaat uit "kalk" (calcium- en magnesiumzouten). Aangenomen is dat veel fosfaat daardoor in de vorm van deeltjes calciumfosfaat aanwezig is. Overigens kan fosfor door de gemodelleerde processen van de ene in de andere vorm overgaan. PO<sub>4</sub> is direct beschikbaar voor opname door algen. AAP en detP kunnen sedimenteren; dit treedt echter in de Grensmaas nauwelijks op, vanwege de te hoge stroomsnelheid.

Omdat het bedrijfsmilieuplan (t/m 2001) geen belangrijke wijziging van de fosforlozing voorziet [DSM98], zijn de concentratiereeksen van 1996 ook gebruikt voor de 2015-scenario's. Hierbij is geen rekening gehouden met de mogelijkheid dat de door DSM geloosde fosforvracht daalt vanwege een lager fosforgehalte van het door DSM ingenomen Maaswater (uit het Julianakanaal).

#### Overige lozingen

In het effluent van de RWZI's zijn totaal-fosfor en ortho-fosfaat gemeten. Als basis voor de modelinvoer zijn zomerhalfjaar-gemiddelde vrachten berekend. De vrachten van de invoerparameters AAP en detP zijn weer berekend als:

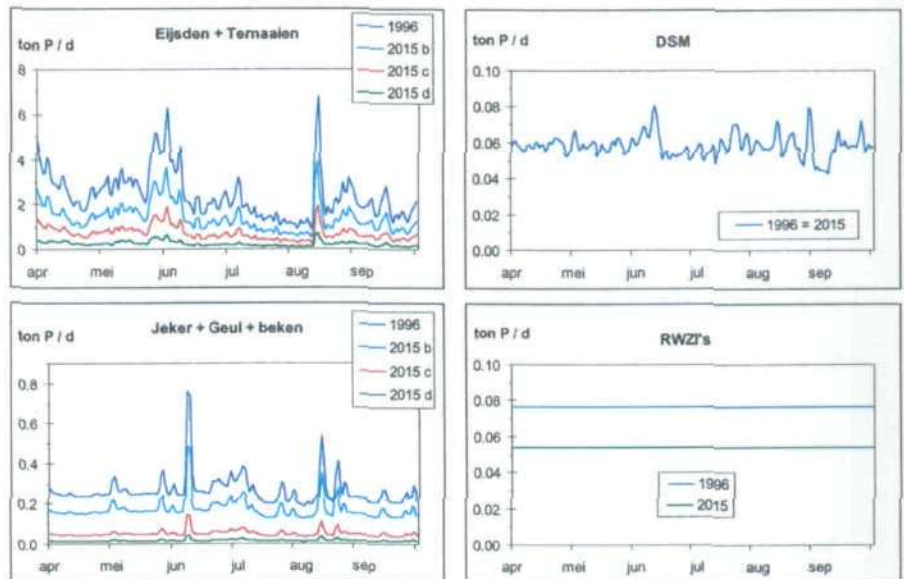
$$\text{AAP} = \text{detP} = 0,5 \times (\text{t-P} - \text{PO}_4)$$

In de 2015-scenario's zijn de lozingsvrachten van de RWZI's Maastricht-Heugem en Stein gelijk gehouden aan die van 1996, omdat geen belangrijke reducties voorzien zijn. Voor RWZI Maastricht-Limmel is nog biologische defosfatering gepland. Hierdoor zal de concentratie totaal-fosfor aan de norm 1 mg/l voldoen [ZL99]. Voor de 2015-scenario's is aangenomen dat in 2015 de 90-percentiel waarden van de concentratie totaal-fosfor in het effluent voldoet aan de norm van 1 mg/l. In 1996 was de 90-percentielwaarde nog 2,2 mg/l. De vrachten PO<sub>4</sub>, AAP en detP van RWZI Maastricht-Limmel voor de 2015-scenario's zijn berekend als:

$$\text{vracht 2015} = \text{vracht 1996} \times 1,0/2,2$$

De fosforlozing van de industrie bij Maastricht is volgens de informatie uit WVO-info niet significant ten opzichte van de totale fosforvracht in de Maas.

**Figuur 3.3** De toevoer van totaal-fosfor.





### 3.8 Alg-koolstof

De hoeveelheid koolstof in algen is af te leiden uit meetwaarden van chlorofyl-a. Tussen de twee parameters is een verhouding 30:1 aangenomen, een gebruikelijke waarde. Alleen voor de modelrand Eijsden waren meetwaarden van chlorofyl-a beschikbaar. De bijbehorende soortsaamenstelling van de algen was niet bekend. Eenvoudigheidshalve is de alg-koolstof gelijkmatig verdeeld over de twee gemodelleerde algensoorten "diatomeeën" en "groenalgen" (parameters C diat en C green). Hiermee is volstaan, omdat in deze modelstudie algengroei slechts zeer eenvoudig wordt gemodelleerd, met name doordat de lichtinstraling als constant is opgegeven in plaats van als functie van de tijd van het jaar. Algen-groei is slechts in het model opgenomen voor een indicatie van het effect op de zuurstofconcentratie.

Dezelfde concentraties alg-koolstof als bij Eijsden zijn toegekend aan het water uit de sluis van Ternaaien, waarvan immers de kwaliteit gelijk is gesteld aan die van het water bij Eijsden. In het overige toestromende water is alg-koolstof verwaarloosd, aannemend dat de aangevoerde hoeveelheden algen vanwege het geringe debiet van weinig betekenis zijn voor de totale hoeveelheid algen in de Maas.

In de 2015-scenario's zijn voor alg-koolstof in de Maas bij Eijsden de concentraties van 1996 gehandhaafd. De overweging hierbij is dat de beschouwde reducties van de concentratie nutriënten bovenstrooms van Eijsden niet zó groot zijn dat nutriënten al bovenstrooms van Eijsden limiterend voor de algengroei worden.

### 3.9 Detritus-koolstof

De concentratie detritus-koolstof (detC) in de Maas te Eijsden is berekend als het verschil van totaal organisch koolstof (TOC) en alg-koolstof (algC), oftewel  $TOC - 30 \times \text{chlorofyl-a}$ . TOC en chlorofyl-a zijn eenmaal per twee weken gemeten. In de 2015-scenario's is de concentratie TOC te Eijsden met 70% verlaagd ten opzichte van de waarden van 1996. Dit is ongeveer de reductie die is opgetreden in de Rijn bij Lobith tussen 1970 en 1990 [RIZA91]. (Dezelfde redenering gaf de prognose voor K<sub>j</sub>N en NH<sub>4</sub> bij Eijsden, zie § 3.6).

In alle toestromende wateren en lozingen is algC nul gesteld (§ 3.8), waarmee detC gelijk wordt aan TOC. In geen van deze gevallen echter is TOC gemeten. Daarom is detC (TOC) in de lozingen van DSM, de RWZI's en de industrie bij Maastricht berekend uit meetwaarden van CZV en NH<sub>4</sub>:

$$TOC = (CZV - 4,57 \times NH_4) / 2,67$$

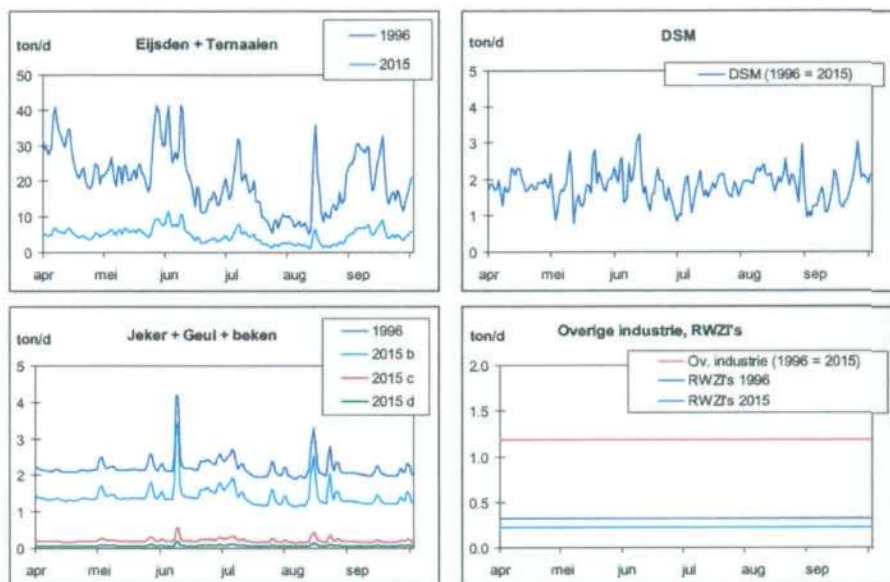
Deze formule is gebaseerd op de stoichiometrie van de oxidatiereacties van TOC en NH<sub>4</sub> [WL95b]. Zo zijn voor DSM dagwaarden van de concentratie detC bepaald en voor de andere lozingen, die aan het model zijn opgegeven als constante vracht, zomerhalfjaargemiddelde waarden. In de 2015-scenario's is detC voor DSM op het niveau van de huidige situatie gehouden, omdat DSM geen verlaging van CZV voorziet [DSM98]. Alleen voor RWZI Maastricht-Limmel is detC verlaagd, door de aangenomen verlaging van de lozing CZV met 50% (§ 3.3) en de lozing NH<sub>4</sub> met 72% (§ 3.6).

Ook voor de kleine beken is detC berekend uit CZV en NH<sub>4</sub> (meetwaarden van de Vlaamse Milieumaatschappij). Voor de Jeker en de Geul waren echter geen metingen van CZV beschikbaar. Het wel gemeten BZV5 vertoont een zeer variabele verhouding met CZV, zo blijkt uit vergelijking van BZV5 en CZV gemeten bij Eijsden, en leent zich daardoor niet goed voor bepaling van TOC. Daarom is detC voor de Jeker en de Geul bepaald als 20 x detP (berekening detP zie § 3.7), wat redelijke waarden opleverde. De factor 20 is een gangbare verhouding koolstof/fosfor in organisch materiaal.

In de 2015-scenario's verandert de toevoer van detC vanuit de Jeker en de Geul als gevolg van de verandering van de concentratie detP. De concentraties detC in het water van de beken, die in 1996 nog wezen op ongezuiverde lozingen, zijn in de 2015-scenario's verlaagd door ze net als voor de Jeker en de Geul gelijk te nemen aan 20 x detP.

De door het model berekende aangevoerde vrachten detC zijn weergegeven in figuur 3.4. De grafieken voor de Maas bij Eijsden en de toestromende zijwateren laten weer duidelijk een relatie tussen vracht en afvoer zien. De verklaring hiervoor is reeds in de voorgaande paragrafen gegeven.

**Figuur 3.4** De toevoer van detritus-koolstof.



### 3.10 Zuurstof

#### *Eijsden en toestromende wateren*

Het zuurstofgehalte in de Maas bij Eijsden wordt meermalen per dag gemeten. Als modelinvoer zijn daggemiddelde waarden gebruikt. Van de Jeker en de Geul zijn slechts maandelijkse meetwaarden beschikbaar; concentratiereksen zijn door interpolatie verkregen. Voor de kleinere beken is een constante zuurstofconcentratie opgegeven, geschat op grond van het gemeten gehalte BZV5. Vanwege het geringe debiet is de fout in deze waarden niet van belang. De zuurstofconcentraties in het scenario 2015b zijn gelijk gehouden aan die in het scenario "huidige situatie". In scenario 2015c voldoen de zuurstofconcentraties aan de grenswaarde (5 mg/l), in scenario 2015d aan de norm voor water voor zalmachtigen (7 mg/l). (Voor zuurstof is geen streefwaarde gedefinieerd.) De normen zijn minima in plaats van maxima. Om de concentratiereeks voor scenario 2015c te bepalen is de reeks van 1996 eerst verhoogd met de factor  $\{MTR / 10\text{-percentiel } 1996\}^1$ , waarna twee correcties zijn toegepast: ten eerste zijn waarden die ondanks de verhoging nog niet aan de MTR-norm voldoen (5 mg/l) tot die waarde opgetrokken; ten tweede zijn de waarden zo nodig afgetopt op de verzadigingsconcentratie, die op gebruikelijke wijze was berekend uit de watertemperatuur en de concentratie chloride [WL95b]. Voor scenario 2015d zijn zuurstofconcentraties bij Eijsden op dezelfde wijze bepaald, maar met gebruikmaking van de norm voor water voor zalmachtigen.

<sup>1</sup> 10-percentiel 1996: 10% van de waarden van 1996 ligt hieronder, 90% erboven.

In geval van de Jeker, de Geul en de kleinere beken zijn voor de scenario's 2015c en 2015d de concentraties beneden de normwaarde tot die waarde opgetrokken en verder gelijk gehouden aan de waarden van 1996.

#### Stuw Borgharen

De berekeningswijze van de zuurstofinslag bij de stuw van Borgharen wordt uitgelegd in bijlage 2. Eén van de bepalende factoren, het gehalte zuurstof in het Maaswater vóór de stuw, verschilt in de verscheidene scenario's, met name als gevolg van de verschillende concentraties detC, NH<sub>4</sub> en zuurstof bij Eijsden. Voor alle scenario's is daarom eerst een berekening gedraaid om de zuurstofconcentratie in het segment vóór de stuw te berekenen. Daarmee werd zuurstofinslag bepaald (buiten het model), die vervolgens in de modelinvoer is opgenomen, waarna de berekening opnieuw werd gedraaid.

#### Overige toestroompunten

Het zuurstofgehalte van het effluent van DSM is ongeveer 7 mg/l [DSM99]. De zuurstoftoevoer door de andere lozingen is vanwege hun geringe debiet verwaarloosd.

### 3.11 Anorganisch zwevend stof

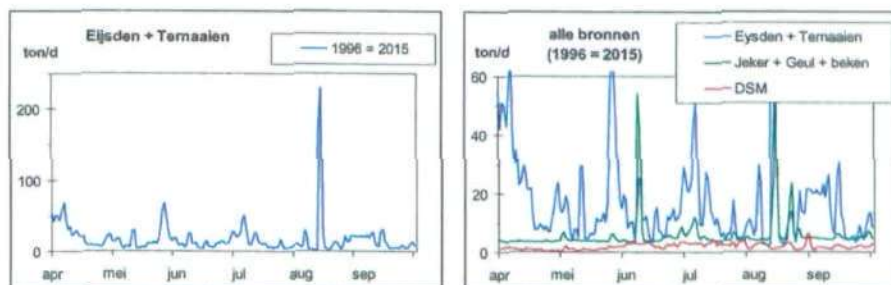
De concentratie anorganisch zwevend stof (IM), gemeten als "gloeirest", is in principe gelijk gesteld aan een vaste fractie van het zwevend stof (ZS). De bijdrage van de lozingen van de RWZI's en de industrie bij Maastricht is verwaarloosd. In de 2015-scenario's zijn de concentraties van 1996 aangehouden. De door het model berekende vrachten zijn te zien in figuur 3.5.

Als concentratie IM in de lozing van DSM is een fractie 0,7 genomen van het gemeten gehalte vaste stof in het effluent, op grond van het gegeven dat de vaste stof voor 70% uit "kalk" bestaat en voor 30% uit organisch materiaal [DSM99]. Voor Eijsden en de kleine beken is IM gelijk gesteld aan 0,75 x ZS, op grond van een gangbaar gehalte organische stof van 25%. Zo zijn voor Eijsden dagwaarden bepaald en voor de beken een zomerhalfjaargemiddelde waarde. Vergelijking van figuur 3.5 met figuur 2.2 laat zien dat bij afvoerpieken in de Maas bij Eijsden, vooral aan het begin daarvan, hoge gehalten zwevend stof optreden. (Eén van de afvoerpieken, die eind augustus optrad, is afgetopt, zie § 2.2. De hoge gehalten zwevend stof die ermee gepaard gingen zijn vervangen door een waarde op het niveau van voor en na de afvoerpiek; het gaat om zes dagwaarden).

Het gehalte zwevend stof in de Jeker en de Geul is net als dat in de Maas sterk afhankelijk van de afvoer. De maandelijkse meting van steekmonsters geeft hier echter geen goed beeld van. Voor de kleine beken is dit geen bezwaar; vanwege hun kleine afvoer is met een constante gemiddelde waarde volstaan. Voor de Jeker en de Geul echter was een nauwkeuriger modelinvoer wenselijk.

Daarom zijn concentratiereeksen van IM berekend met een exponentiële relatie met de afvoer, die empirisch was bepaald met de beschikbare meetwaarden.

**Figuur 3.5** De toevoer van anorganisch zwevend stof (IM, gloeirest); de bijdrage van de industrie van Maastricht en de RWZI's is verwaarloosd.



### 3.12 Nikkel en zink

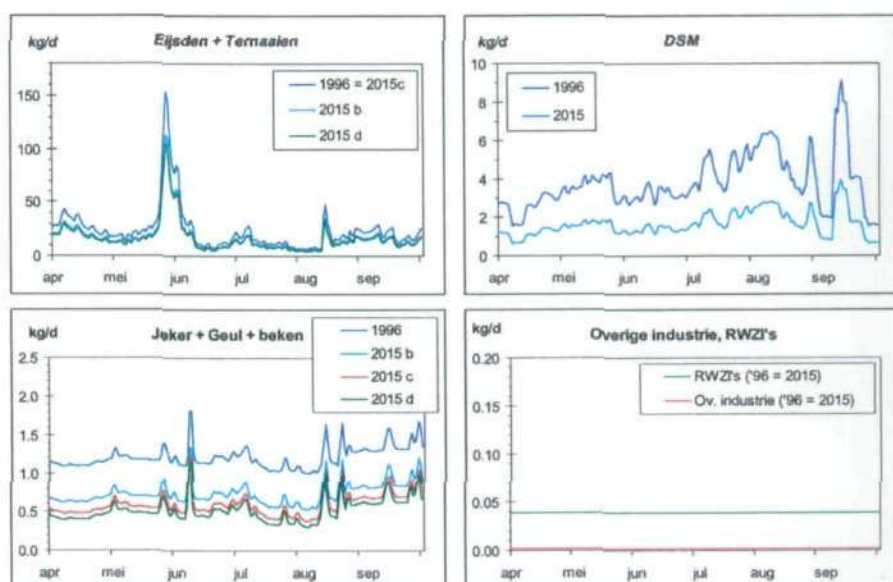
De vrachten van nikkel en zink waarmee het model heeft gerekend zijn weergegeven in de figuren 3.6 en 3.7. Het gaat om het totaal van de metalen in oplossing en gebonden aan zwevend stof.

#### Eijsden

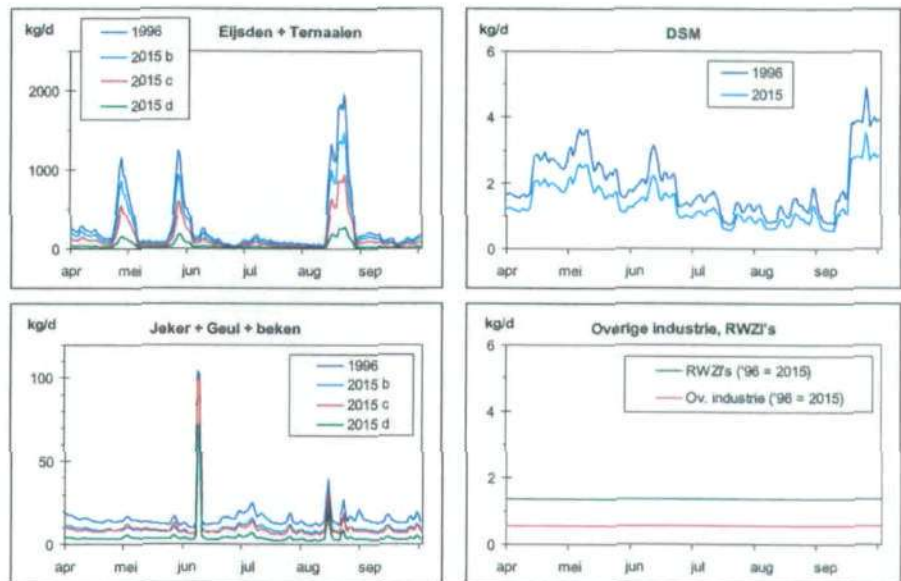
Concentratierreeksen van nikkel en zink in de Maas bij Eijsden zijn voor de berekening "huidige situatie" verkregen door interpolatie van de tweewekelijkse meetwaarden van 1996. De figuren 3.6 en 3.7 laten zien dat de toevoer van nikkel en vooral die van zink gedomineerd wordt door enkele grote pieken. De nikkelvracht volgt daarbij duidelijk de afvoer (figuur 2.2). Bij zink is eveneens verband met de afvoer zichtbaar, evenals met het gehalte zwevend stof (figuur 3.5), maar de zinkpieken zijn relatief gezien groter, doordat juist tijdens de afvoergolven relatief hoge zinkconcentraties zijn gemeten. Het is overigens mogelijk dat de interpolatie tussen de tweewekelijkse waarden tot overschatting van de breedte van de zinkpieken leidt.

In scenario 2015b zijn de zinkconcentraties volgens de prognose van de Watersysteemverkenningen (zie tabel 3.1) verlaagd met 25%. Voor nikkel is geen prognose gegeven en is het gemiddelde genomen van de verwachte reducties van koper, lood en zink: 26%. De concentratierreeksen van scenario 2015c zijn uit de concentraties van 1996 verkregen door vermenigvuldiging met een factor (MTR / 90-percentiel 1996), zodat de 90-percentielwaarde van de concentraties van 2015c gelijk is aan de MTR-waarde. Voor scenario 2015d is dezelfde methode gevolgd, gebruik makend van de streefwaarde. De nikkelvracht in het scenario 2015c is gelijk gehouden aan die in het scenario "huidige situatie", omdat in 1996 het 90-percentiel al onder de MTR-waarde lag.

Figuur 3.6 De toevoer van nikkel.



Figuur 3.7 De toevoer van zink.



#### Jeker, Geul, beken

Voor het scenario "huidige situatie" zijn in geval van de Jeker en de Geul de maandelijkse meetwaarden van nikkel geïnterpoleerd, maar de meetreeksen van zink werden berekend met een exponentiële relatie met de afvoer, om dezelfde reden waarom dat voor IM is gedaan (§ 3.11). Voor de kleinere beken is de gemiddelde concentratie als constante opgegeven. Voor scenario 2015b zijn reductiefactoren op dezelfde wijze bepaald als voor totaal-stikstof (zie § 3.6), uitgaande van verlaging van de vrachten nikkel en zink met 50% ten opzichte van 1985, conform het Noordzee-Actieplan [NAP]. In de scenario's 2015c en 2015d zijn de concentraties gedurende het gehele zomerhalfjaar gelijk gesteld aan de normwaarden. Het zestal meetwaarden in het zomerhalfjaar is te klein om een reductiefactor op basis van de 90-percentielwaarde te bepalen.

#### DSM

Voor de berekening "huidige situatie" zijn meetwaarden van nikkel en zink van 1996 gebruikt; dit zijn weekgemiddelden. Volgens het bedrijfsmilieuplan [DSM98] (prognose t/m 2001) neemt de nikkellozing af van 794 kg in 1996 tot (minder dan) 350 kg. De concentratiereeks van nikkel in de 2015-scenario's is daarom verkregen door de reeks van 1996 te vermenigvuldigen met  $\{350/794\}$ . Met betrekking tot de zinklozing noemt het bedrijfsmilieuplan (voor de periode 1998-2001) alleen een mogelijke reductie van de *influent*-vracht van 7,1 ton/j (1998) naar 5,1 ton/j [DSM98]. In de 2015-scenario's is aangenomen dat de vermindering van de *influent*vracht evenredig doorwerkt in de *effluent*vracht: de concentratiereeks van 1996 is vermenigvuldigd met  $\{5,1/7,1\}$ . Er is geen rekening gehouden met een mogelijke daling van de door DSM geloosde vrachten nikkel en zink in geval van afnemende concentraties in het ingenomen water uit het Julianakanaal.

#### RWZI's en industrie Maastricht

Uit de maandelijkse meetwaarden van de RWZI's resp. de waarden in WVO-info zijn gemiddelde droge-stofvrachten bepaald voor 1996, die in de 2015-scenario's zijn gehandhaafd.



---

## 4 Overeenstemming tussen modeluitkomsten en werkelijkheid

---

### 4.1 Kalibratie en validatie

Om een model zo goed mogelijk de werkelijkheid te laten simuleren wordt de procesformulering zodanig aangepast (wel of niet modelleren van een proces; keuze van coëfficiënten, binnen verantwoorde grenzen), dat de overeenkomst tussen meetwaarden en modeluitkomsten voor de betreffende tijd en plaats optimaal is. Deze *kalibratie* dient te worden gevolgd door een *validatie*, de controle van het gekalibreerde model aan de hand van een berekening voor een andere periode. De mate van detail waarop gekalibreerd kan worden hangt af van de nauwkeurigheid van de modelinvoer (opgegeven toevoer van stoffen en warmte). Het is namelijk niet juist om afwijkingen tussen meetwaarden en modeluitkomsten te verhelpen door kalibratie, indien die afwijkingen ook het gevolg kunnen zijn van foutieve modelinvoer.

Over het algemeen worden waterkwaliteitsmetingen verricht aan steekmonsters. In geval van een stromend water kan binnen een dag en soms binnen een paar uur water met een geheel andere kwaliteit passeren. Dan zijn de metingen representatief voor slechts een beperkte hoeveelheid water. Stel dat een meting op een bepaald punt in de Grensmaas representatief is voor water dat op tijd  $t_0$  Eijsden passeerde; op  $t_1$  sluis Ternaaien, op  $t_2$  de monding van de Jeker, etc. Ook de kwaliteit van de toestromende wateren kan snel veranderen. Om precies te weten welke stofvrachten terechtgekomen zijn in het water dat bij het punt in de Grensmaas wordt gemeten, zouden metingen van Eijsden op  $t_0$ , sluis Ternaaien op  $t_1$ , etc. beschikbaar moeten zijn, wat natuurlijk niet het geval is. De uitkomsten van een modelberekening zijn dus voortgekomen uit modelinvoer die gebaseerd is op metingen die qua tijdstip niet bij elkaar horen. Dit leidt ertoe dat modeluitkomsten altijd zullen afwijken van meetwaarden op het betreffende tijdstip en punt in de rivier. Deze afwijkingen zijn niet zonder meer te onderscheiden van afwijkingen ten gevolge van de procesformulering in het model (een onjuiste procescoëfficiënt bijv.). Het onderscheid wordt duidelijker naarmate er meer meetwaarden zijn. Onjuistheden in procesbeschrijvingen worden dan namelijk meestal herkenbaar door systematisch te hoge of te lage modeluitkomsten.

---

In het gemodelleerde traject van de Maas is er behalve Eijsden slechts één regelmatig bemeeten lokatie: de Grensmaas bij Stevensweert, km 61 (gemeten vanaf de stuw bij Visé), circa 7 km voor de samenkomst met het Julianakanaal. Eenmaal per vier weken zijn steekmonsters van de lokatie Stevensweert genomen, wat maximaal zeven meetwaarden in een zomerhalfjaar oplevert. Dit is te weinig om het genoemde onderscheid te kunnen maken tussen afwijkingen die door kalibratie te verhelpen zijn en afwijkingen die het gevolg zijn van meetwaarden die niet bij elkaar horen. Met de metingen van Stevensweert kon slechts worden nagegaan of de modeluitkomsten een reële waarde hadden. Hiervoor is ook gebruik gemaakt van ervaringskennis. Vergelijking van de meetwaarden van het zomerhalfjaar 1991 met de modelresultaten voor die periode, de kalibratieberekening, leidde tot de volgende aanpassingen van het model:

- de dispersie (zie § 2.3) is op nul gezet
- de formulering van reaëratie (uitwisseling van zuurstof tussen lucht en atmosfeer) is aangepast
- de zuurstofinslag bij de stuw van Borgharen is apart gemodelleerd
- de waarde van de achtergrondsextinctie (lichtuitdoving, van invloed op de groei van algen) is veranderd.

Als procescoëfficiënten zijn de standaardwaarden van de DELWAQ-procesbibliotheek [WL95b] gehandhaafd. Uitzondering is de partiticoëfficiënt ( $K_d$ ) van nikkel, waarvoor op grond van de meetwaarden van de Maas de waarde 20 l/g is genomen.

Het tekort aan meetwaarden voor kalibratie geldt zowel voor het zomerhalfjaar 1991 als voor andere perioden die voor de kalibratie gebruikt hadden kunnen worden. Van een deel van de aandachtsparementen zijn metingen te achterhalen op andere punten in de Grensmaas, maar te weinig om de mogelijkheid tot kalibratie wezenlijk te vergroten. Voor de validatie van het model, waarvoor de berekening voor het zomerhalfjaar 1996 is gebruikt, golden dezelfde beperkingen als voor de kalibratie. Daardoor gaf de validatie geen aanleiding om nog iets aan de kalibratie te veranderen. Met een kleine aanpassing van de modelinvoer (zie § 2.2) is de berekening voor het zomerhalfjaar 1996 gebruikt als "huidige situatie" en als uitgangspunt voor de berekeningen voor de scenario's voor het jaar 2015.

#### 4.2 Vergelijking van modeluitkomsten en meetwaarden voor de Maas te Stevensweert

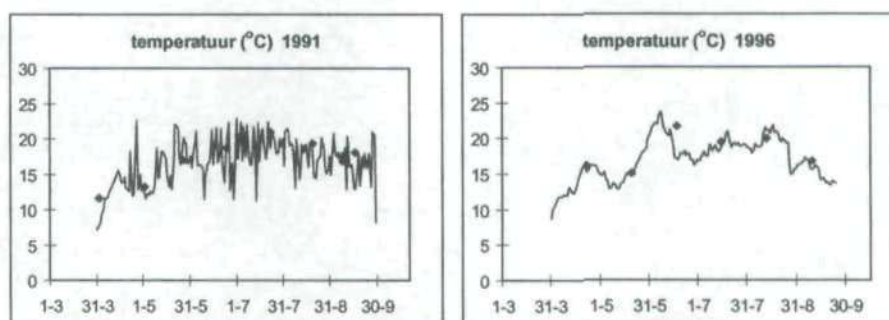
In de figuren 4.1 t/m 4.10 worden voor de zomerhalfjaren 1991 (de kalibratieperiode) en 1996 (scenario "huidige situatie") de meetwaarden voor de Grensmaas te Stevensweert vergeleken met de uitkomsten van het model voor het betreffende modelsegment. De mate van overeenstemming zal waarschijnlijk ook van toepassing zijn op de modelsegmenten nabij het lozingspunt van DSM, dat 25 km stroomopwaarts van het meetpunt Stevensweert gelegen is. De modelresultaten vlak voor en direct achter het lozingspunt zullen worden gebruikt voor het kwantificeren van het effect van de lozing: de procentuele verhoging van concentraties en de vergelijking van de absolute waarde van de aandachtsparementen met de normwaarden.



In principe kunnen verschillen van de modeluitkomsten met de meetwaarden toegeschreven worden aan modelinvoer (stoftoevoer) die niet "hoort" bij het tijdstip waarop de monsters bij Stevensweert zijn genomen (zie hierboven: het water bemonsterd te Stevensweert is niet het water dat op bovenstrooms gelegen punten is bemonsterd). Hoe sterker een parameter fluctueert, hoe groter de verschillen tussen meetwaarde en modeluitkomst kunnen zijn. Als de modeluitkomsten soms hoger en soms lager dan de meetwaarden uitvallen, is het waarschijnlijk dat het gemiddelde van de modeluitkomsten redelijk overeenkomt met het werkelijke gemiddelde. Dat betekent dat een uitspraak gedaan kan worden over het gemiddelde percentage waarmee de lozing van DSM de concentratie verhoogt.

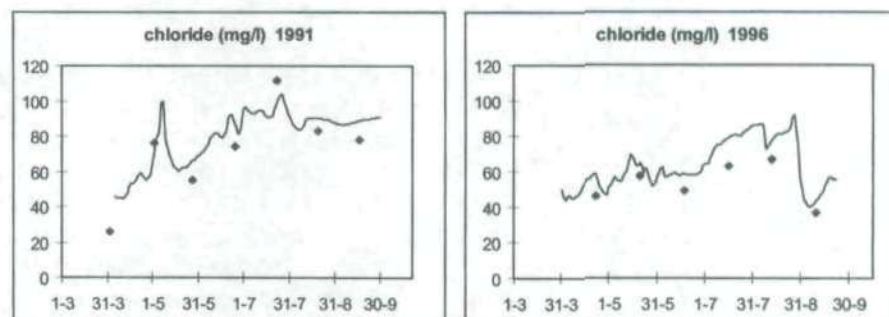
Verskil tussen modeluitkomsten en meetwaarden kan echter ook voortkomen uit een (enigszins) verkeerde procesformulering of een systematisch verschil tussen de werkelijke en de aan het model opgegeven stoftoevoer. Als modeluitkomsten systematisch lijken af te wijken van de meetwaarden, moet daar bij het kwantificeren van het effect van de lozing van DSM rekening mee gehouden worden.

**Figuur 4.1** Meetwaarden van de temperatuur van de Grensmaas bij Stevensweert, vergeleken met het door het model berekende verloop.



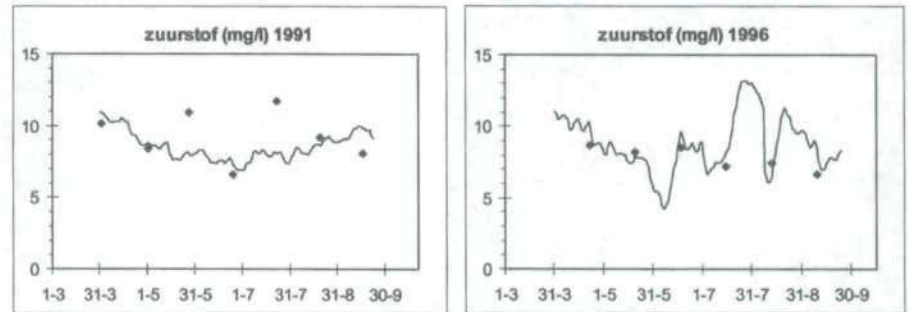
Figuur 4.1 toont de meetwaarden en modelresultaten voor de temperatuur van het Maaswater bij Stevensweert. Het model lijkt de watertemperatuur vrij goed te simuleren. Een deel van de meetwaarden verschilt minder dan 1 °C van de modeluitkomsten. Niettemin zijn ook afwijkingen van enkele graden mogelijk, zo laat met name de meting in juni 1996 zien. Mogelijk onderschat het model de temperatuur in het geval dat het water wordt opgewarmd door sterke zonnestraling en warme lucht. Deze processen zijn namelijk niet in het model opgenomen.

**Figuur 4.2** Meetwaarden van de concentratie chloride in de Grensmaas bij Stevensweert, vergeleken met het door het model berekende verloop.



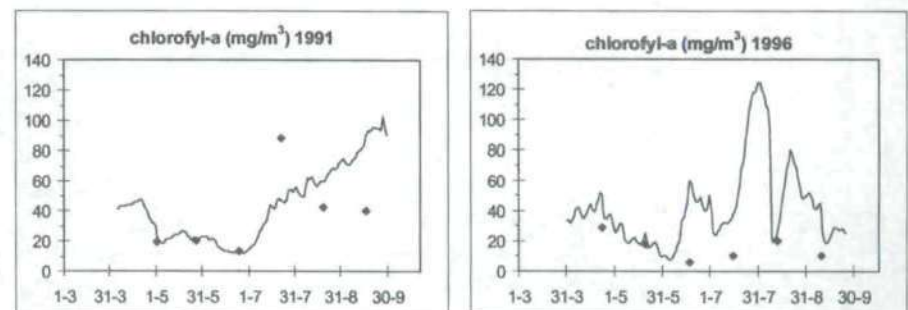
Uit figuur 4.2 lijkt te volgen dat het model de concentratie chloride systematisch 10 tot 20% hoger berekent dan de meetwaarden. De oorzaak van de afwijking kan niet een verkeerde procesformulering zijn, omdat chloride een conservatieve stof is (niet aan processen onderhevig). Wel is het mogelijk dat de aan het model opgegeven stoftoevoer systematisch iets te hoog is. Voor een belangrijk deel komt deze fout waarschijnlijk voort uit het feit dat geen rekening gehouden is met de verlaging van de chloridelozing van DSM bij lage Maasafvoer (zie § 3.5).

**Figuur 4.3** Meetwaarden van het zuurstofgehalte in de Grensmaas bij Stevensweert, vergeleken met het door het model berekende verloop.



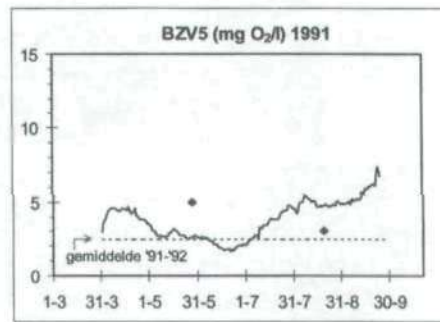
De door het model berekende zuurstofgehalten stemmen vrij goed overeen met de meetwaarden, zoals figuur 4.3 laat zien. Het verloop in 1996 weerspiegelt duidelijk het in figuur 4.4 getoonde verloop van de berekende algenbloei, weergegeven als concentratie chlorofyl-a. Of het hoge niveau van de piek die voor de periode juli-augustus 1996 is berekend reëel is, wordt uit de meetwaarden niet duidelijk.

**Figuur 4.4** Meetwaarden van de concentratie chlorofyl-a in de Grensmaas bij Stevensweert, vergeleken met het door het model berekende verloop.



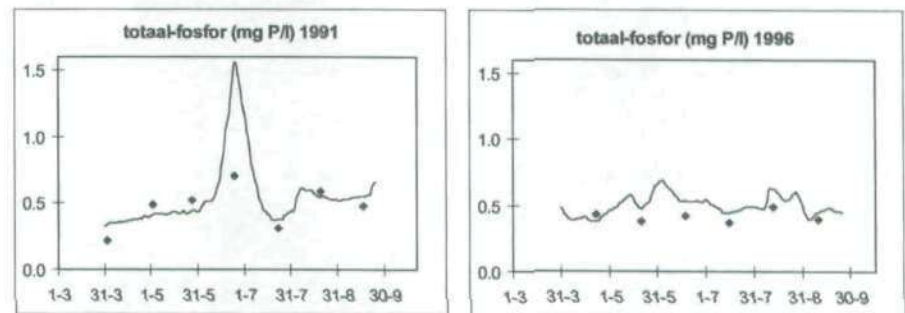
Van BZV5 zijn slechts twee meetwaarden voor het zomerhalfjaar 1991 gevonden. In 1996 werd deze parameter bij Stevensweert niet meer gemeten. Om enig idee te geven van de representativiteit van de twee meetwaarden van 1991, is in figuur 4.5 ook het niveau van het gemiddelde over heel 1991 en 1992 aangegeven. In het zomerhalfjaar zal vanwege de lagere afvoer de gemiddelde concentratie wat hoger liggen. Het model berekent BZV5 uit detrituskoolstof en alg-koolstof. De relatie tussen deze parameters en de gemeten empirische parameter BZV5 is echter niet eenduidig. Meetwaarden en modeluitkomsten zijn dus in principe niet direct vergelijkbaar. Niettemin laat figuur 4.5 zien dat ze in hetzelfde bereik liggen. Een andere aanwijzing dat het model BZV5 redelijk berekent (dat wil zeggen de afbraak van de opgegeven toevoer van BZV5 redelijk simuleert) is de vrij goede simulatie van het zuurstofgehalte (figuur 4.3), dat immers door BZV5 beïnvloed wordt. De algendynamiek die het model voor 1991 berekent (figuur 4.4) is duidelijk herkenbaar in het verloop van BZV5.

**Figuur 4.5** Meetwaarden van de concentratie BZV5 in de Grensmaas bij Stevensweert, vergeleken met het door het model berekende verloop; ook het gemiddelde over alle meetwaarden van de jaren 1991 en 1992 is aangegeven.



De door het model berekende concentraties totaal-fosfor en totaal-stikstof stemmen vrij goed overeen met de meetwaarden, zo laten de figuren 4.6 en 4.7a zien. De fosforpiek die het model berekent rond eind juni 1991 komt voort uit hoge meetwaarden bij Eijsden. Mogelijk is bij Stevensweert vóór of na de top van de piek bemonsterd.

**Figuur 4.6** Meetwaarden van de concentratie totaal-fosfor in de Grensmaas bij Stevensweert, vergeleken met het door het model berekende verloop.



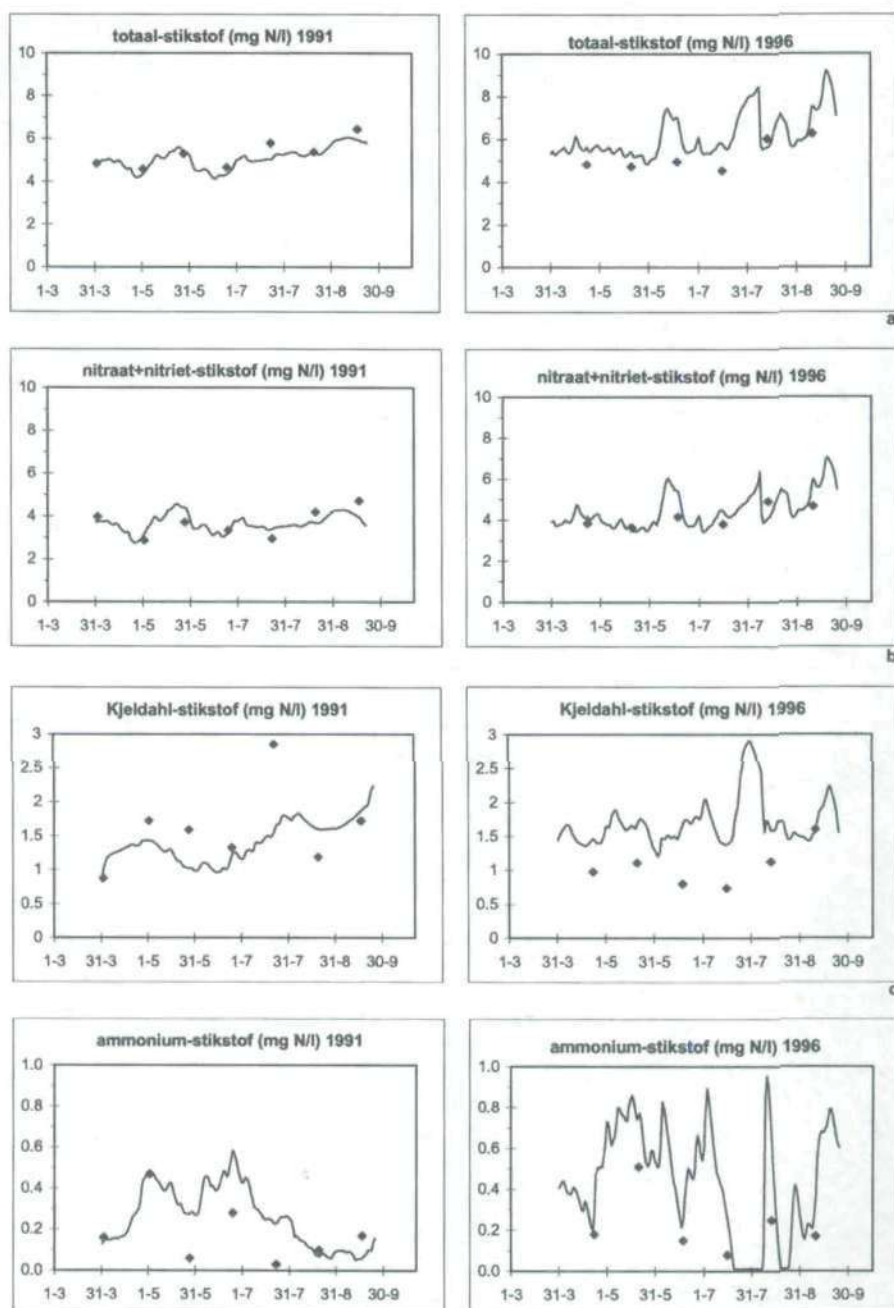
In 1996 liggen de meeste meetwaarden van totaal-stikstof 10 tot 20% onder het niveau dat het model berekent. Deze afwijking komt duidelijk op rekening van Kjeldahl-stikstof, zie figuur 4.7c. Nitraat- plus nitriet-stikstof, de component die het sterkst bijdraagt aan totaal-stikstof, wordt relatief nauwkeurig gesimuleerd, zie figuur 4.7b. De hoogste modeluitkomsten voor Kjeldahl-stikstof weerspiegelen de stikstof in de sterk ontwikkelde algenpopulatie, die waarschijnlijk overschat is (figuur 4.4).

De concentratie ammonium-stikstof, weergegeven in figuur 4.7d, vertoont zowel volgens de meetwaarden als volgens het model een grote dynamiek, ten gevolge van nitrificatie, opname door algen en lozingen. De variatie van de modeluitkomsten stemt overeen met die van de meetwaarden. Door de scherpe concentratieveranderingen kan een modeluitkomst echter sterk verschillen van de meetwaarde op het betreffende tijdstip.

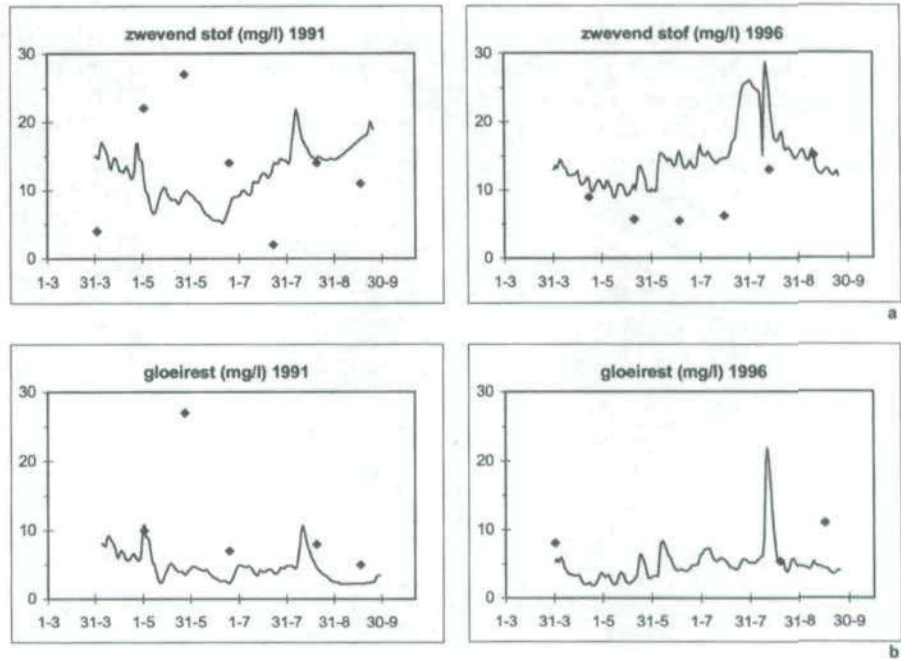
In figuur 4.8 is te zien dat de modeluitkomsten voor zwevend stof en gloeirest meestal flink verschillen van de meetwaarden, maar wel allemaal binnen het bereik liggen van de waarden die in 1991 en 1996 gemeten zijn. Ze zijn dus niet onrealistisch groot of klein. Voor de afwijkingen zijn meerdere verklaringen mogelijk. De onderschattingen door het model in 1991 zouden het gevolg kunnen zijn van een onbekende bron van anorganisch zwevend stof, met name grindwinning [WL99]. Ook kan het model de sedimentatie overschat hebben, doordat het met slechts één fractie anorganisch materiaal heeft gerekend, terwijl er in werkelijkheid een scala aan fracties bestaat, elk met specifiek sedimentatiegedrag. De berekening voor 1996 geeft een heel ander beeld: hier overschat het model de concentratie zwevend stof. Dit is voornamelijk het gevolg van de door het model mogelijk overschatte algenbloei (figuur 4.4).

Meetwaarden van de concentratie nikkel zijn er niet voor het zomerhalfjaar 1991. Voor het zomerhalfjaar 1996 zijn twee waarden gevonden, waarvan er één onrealistisch laag is en de ander overeenstemt met de modelberekening, zie figuur 4.9. De drie meetwaarden voor 1991 van de concentratie nikkel in zwevend stof komen goed overeenkomen met de door het model berekende waarden. De modeluitkomsten voor nikkel kunnen redelijk betrouwbaar geacht worden, omdat nikkel slechts voor een klein deel gebonden zit aan zwevend stof, zodat het weinig aan sedimentatie onderhevig is en dus goeddeels bepaald wordt door de aan het model opgegeven toevoer, waaraan de vrij goed bekende vracht bij Eijsden de grootste bijdrage levert.

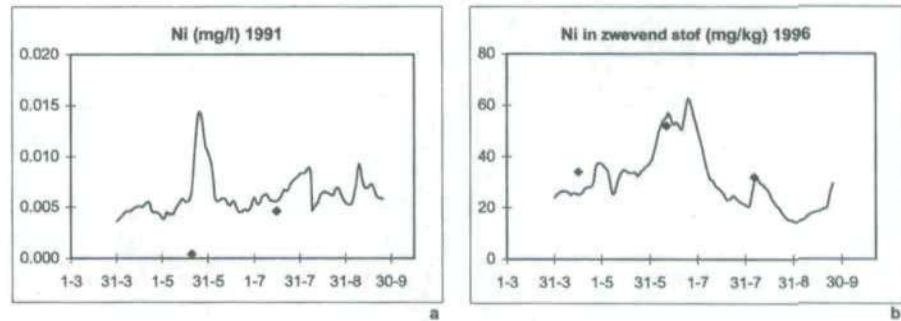
**Figuur 4.7** Meetwaarden van de concentraties totaal-stikstof (a), nitraat-plus nitriet-stikstof (b), Kjeldahl-stikstof (c) en ammonium-stikstof (d) in de Grensmaas bij Stevensweert, vergeleken met het door het model berekende verloop.



**Figuur 4.8** Meetwaarden van de concentraties zwevend stof (a) en gloeirest (b) in de Grensmaas bij Stevensweert, vergeleken met het door het model berekende verloop.

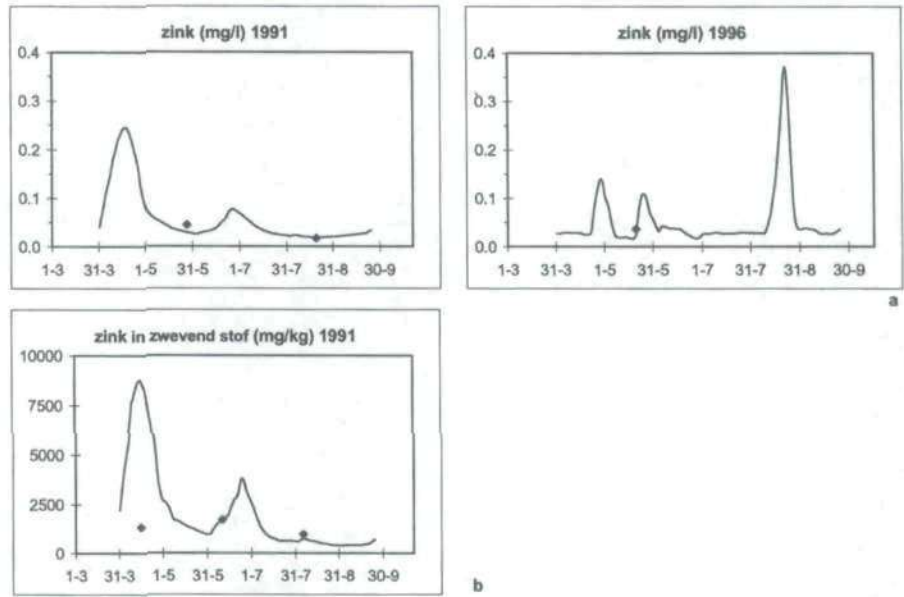


**Figuur 4.9** Meetwaarden van de Grensmaas bij Stevensweert vergeleken met het door het model berekende verloop: de concentratie nikkel in water (a) en in zwevend stof (b).



Zink is voor meer dan de helft gebonden aan het zwevend stof. De onduidelijkheid over de kwaliteit van de modellering van de zwevend-stofhuishouding geldt dus ook voor zink. De in totaal drie meetwaarden die voor de zomerhalvaren 1991 en 1996 zijn gevonden laten deze onduidelijkheid bestaan, zie figuur 4.10a. Wel lijkt ook voor zink de modellering van het gehalte in zwevend stof redelijk te kloppen met de meetwaarden, zoals te zien in figuur 4.10b.

**Figuur 4.10** Meetwaarden van de Grensmaas bij Stevensweert vergeleken met het door het model berekende verloop in het betreffende modelsegment: de concentratie zink in water (a) en in zwevend stof (b).



## 5 Berekend effect van DSM op temperatuur en concentraties

Voor het doel van deze studie, bepaling van het effect van de lozing van DSM, is vooral het verschil tussen de waarde van de aandachtsparementen voor en na het lozingspunt van DSM van belang. Dit verschil wordt getoond in figuren van het verloop van de waarde van een parameter gedurende het zomerhalfjaar in het modelsegment vóór het lozingspunt van DSM en het modelsegment waarin de lozing plaatsvindt. Het effect van DSM wordt gekwantificeerd voor de situatie "lage afvoer", hier gedefinieerd als een afvoer van minder dan 20 m<sup>3</sup>/s aan het begin van de Grensmaas, bij Borgharen. Over de dagen waarop dit het geval is wordt het gemiddelde percentage aangegeven waarmee volgens de modelberekeningen de concentraties toenemen ten gevolge van de lozing van DSM. De berekende percentages zijn bijeen gezet in tabel 5.1.

Te vergelijken staan in de figuren ook de concentraties in de Maas te Eijsden en in het modelsegment dat 10 km benedenstrooms van het lozingspunt van DSM begint. De laatste geven een indicatie van effecten van de lozing van DSM via processen die zich pas verder benedenstrooms manifesteren.

### 5.1 Temperatuur en surplus-temperatuur

Figuur 5.1 toont het verloop van de temperatuur (T) en de surplus-temperatuur (surT) van het Maaswater in de scenario's "huidige situatie" (1996) en 2015d (al het inkomende water voldoet aan de temperatuurnormen voor water voor zalmachtigen). Het temperatuurverloop in de overige scenario's is nagenoeg gelijk aan dat in het scenario "huidige situatie", doordat de invoercijfers slechts in een enkel klein detail m.b.t. de warmtelozing van DSM verschillen (zie § 3.4). Doordat de surplus-temperatuur is gedefinieerd als het verschil tussen de feitelijke temperatuur en de natuurlijke temperatuur en de laatste in alle modelsegmenten gelijk is verondersteld (wel variërend in de tijd), zijn de temperatuurverschillen tussen de segmenten even groot als de verschillen in surplus-temperatuur. De fijnere schaalverdeling van het plaatje van surplus-temperatuur maakt dat de verschillen hier het best zichtbaar zijn.

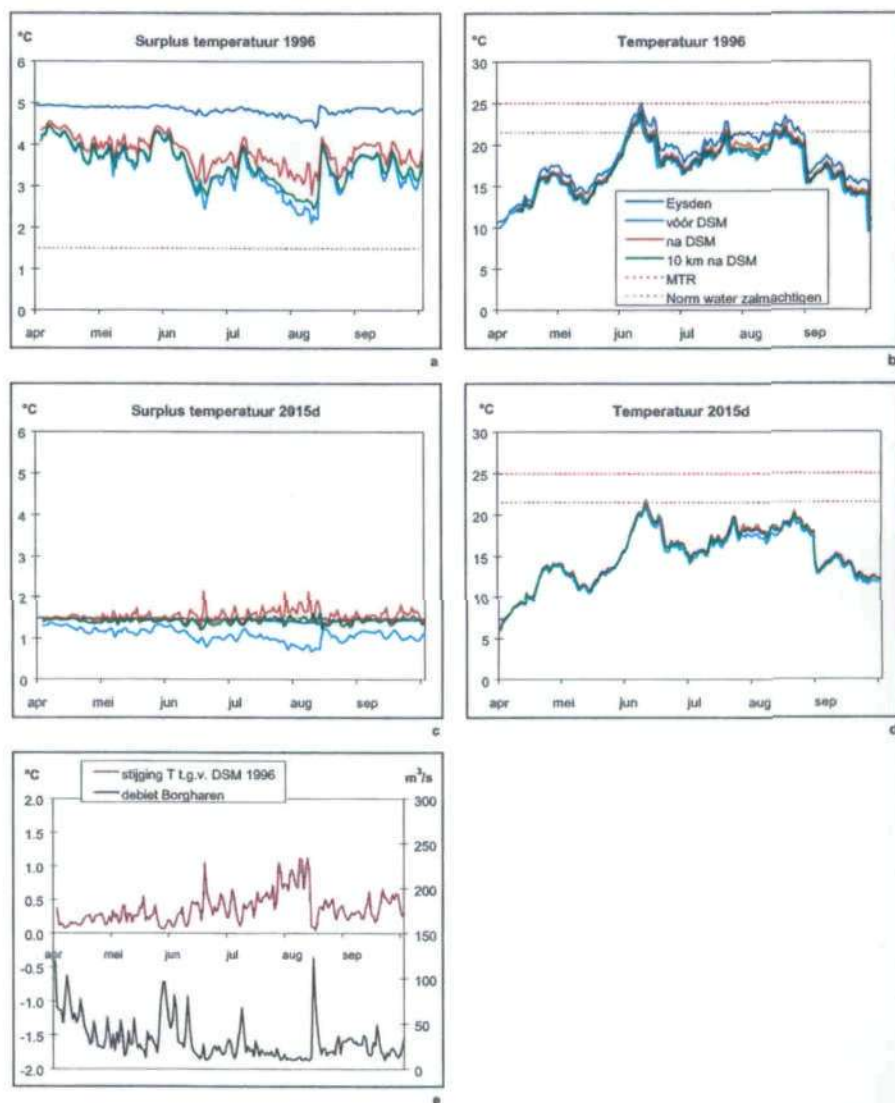
Bij lage afvoer neemt surT (op de modelrand Eijsden ingevoerd als 5 °C) al duidelijk af in het eerste, 3 km lange modelsegment "Eijsden": de blauwe lijn in figuur 5.1a zakt onder de 5 °C. In het segment "vóór DSM" is surT al gedaald tot minder dan 3 °C. Tijdens het afvoerpiekje medio augustus en in het algemeen bij matige en hogere afvoer blijft surT in het segment Eijsden vrijwel volledig behouden en is de daling tot het lozingspunt van DSM minder dan 1 °C.

Figuur 5.1e laat zien dat de door het model berekende temperatuurstijging van de Grensmaas ten gevolge van de lozing van DSM in het scenario "huidige situatie" maximaal 1 °C is. Dit treedt op bij minimaal debiet van de Grensmaas, 10 m<sup>3</sup>/s. Het debiet is in de figuur weergegeven. Gemiddeld over het gehele zomerhalfjaar 1996 is de berekende temperatuurstijging ten gevolge van de lozing van DSM ongeveer 0,3 °C. De surplus-temperatuur neemt op dagen met een afvoer te Borgharen van minder dan 20 m<sup>3</sup>/s gemiddeld 21% toe. DSM maakt de afname van surT sinds Eijsden slechts gedeeltelijk ongedaan. Verder berekent het model dat de door DSM veroorzaakte temperatuurstijging 10 km benedenstrooms van het lozingspunt al weer grotendeels is verdwenen.

Volgens de modelberekening blijft de temperatuur vlak na het lozingspunt van DSM het gehele jaar beneden de temperatuur te Eijsden en beneden de MTR-waarde 25 °C. Vanwege de toekenning van de functie "water voor zalmachtigen" aan de Grensmaas is de temperatuurnorm echter 21,5 °C en wordt deze gedurende ongeveer 10 dagen overschreden, terwijl de norm voor surplus-temperatuur voortdurend wordt overschreden. De warmteafvoer van DSM is volgens de modelberekening niet bepalend voor de normoverschrijding: zonder de lozing zou het aantal dagen waarop de normen worden overschreden even groot zijn.

Bij het voorgaande moet worden opgemerkt dat het model waarschijnlijk de watertemperatuur op zonnige warme dagen onderschat, zoals gezegd in § 4.2. De temperatuur in de Grensmaas lag dus waarschijnlijk vaker boven de normwaarde dan volgens figuur 5.1b. Ook zou zich vaker de situatie kunnen voordoen dat de temperatuurstijging ten gevolge van DSM juist voor normoverschrijding zorgt.

**Figuur 5.1** Berekend verloop van de surplus-temperatuur en de temperatuur in scenario 1996 "huidige situatie" en scenario 2015d; berekende temperatuurstijging t.g.v. DSM in scenario 1996 (e) (de modeluitkomsten van de scenario's 2015a, b en c zijn nagenoeg gelijk aan die van scenario 1996).





Daarbij komt dat de zomer van 1996 niet bijzonder warm was. In warmere zomers kan de lozing van DSM kritischer zijn voor normoverschrijding. Dat geldt met name voor incidentele uitschieters van de warmtelozing. In dit verband is het van belang dat ook kortdurende overschrijding van temperatuurnormen al gevolgen kan hebben voor het ecosysteem (terwijl de normen voor stofconcentraties gebaseerd zijn op ecosysteemschade bij langduriger overschrijding).

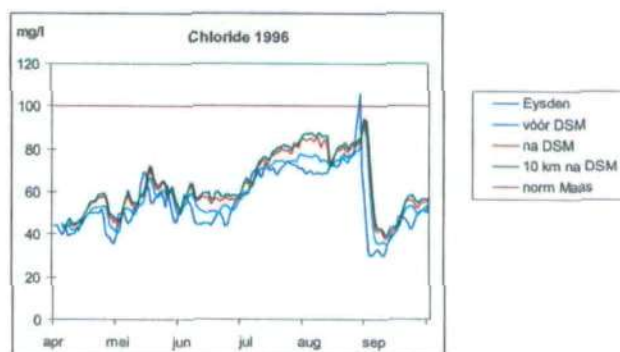
In het scenario 2015d is surT te Eijsden gelijk gesteld aan de norm voor water voor zalmachtigen, 1,5 °C. Voor deze situatie is berekend dat de lozing van DSM bij lage Maasafvoer leidt tot overschrijding van de norm voor surT met enkele tienden graden, incidenteel met 0,7 °C. Gemiddeld over de dagen met een afvoer te Borgharen van minder dan 20 m<sup>3</sup>/s stijgt surT 77%. De temperatuurnorm voor water voor zalmachtigen, 21,5 °C, wordt niet overschreden.

## 5.2 Chloride

Figuur 5.2 geeft het berekende verloop van de concentratie chloride voor het scenario "huidige situatie" (1996). De norm 100 mg/l wordt in de Grensmaas niet overschreden. Op dagen met een afvoer te Borgharen van minder dan 20 m<sup>3</sup>/s doet de lozing van DSM de concentratie chloride volgens de gemaakte berekening gemiddeld 9% toenemen. In werkelijkheid zal dit ongeveer 4,5% zijn, vanwege het tijdelijk halveren van de geloosde vracht chloride bij lage afvoer (zie § 3.5). Het verschil tussen de lijnen "vóór DSM" en "na DSM" in figuur 5.2 is bij lage afvoer dus ongeveer tweemaal zo groot als de werkelijke door DSM veroorzaakte concentratiestijging. De lijn "vóór DSM" laat zien dat de berekende toename van de concentratie ten opzichte van de waarde bij Eijsden grofweg voor de helft op rekening komt van lozingen bovenstrooms van DSM.

De invoercijfers voor chloride zijn in alle scenario's gelijk gehouden, uitgezonderd de verhoogde vracht van DSM in de 2015-scenario's en de verlaagde vracht vanuit de Kogbeek in de scenario's 2015c en 2015d (zie § 3.5). In de 2015-scenario's is de gemiddelde berekende verhoging van de concentratie chloride in de Grensmaas ten gevolge van de lozing van DSM, op dagen met een afvoer van minder dan 20 m<sup>3</sup>/s bij Borgharen, slechts enkele tienden van procenten meer dan in 1996. Het verloop van de concentraties verschilt nauwelijks zichtbaar van dat in het plaatje voor 1996.

**Figuur 5.2** Berekend verloop van de concentratie chloride in scenario 1996 "huidige situatie" (de modeluitkomsten zijn nagenoeg gelijk in alle scenario's).



### 5.3 Stikstof

Figuur 5.3 toont het verloop van de concentratie totaal-stikstof in de vijf scenario's. In scenario "huidige situatie" (1996) is de concentratie totaal-stikstof bij Eijsden al meer dan twee maal zo hoog als de MTR-waarde. De lozingen benedenstrooms van Eijsden verhogen de concentratie nog verder. Bij lage Maasafvoer kan deze verhoging meer dan 3 mg/l bedragen. Ongeveer de helft ervan komt op rekening van de lozing van DSM. De procentuele stijging ten gevolge van DSM is volgens de modelberekening bij een afvoer te Borgharen van minder dan 20 m<sup>3</sup>/s gemiddeld 20%.

De door DSM geloosde stikstof bestond in 1996 voor ruim 80% uit nitraat-stikstof [DSM98]. Uit figuur 5.4a blijkt dat de bijdrage van DSM aan het gehalte Kjeldahl-stikstof in de Grensmaas relatief gering is. Het model berekent voor dagen met een afvoer te Borgharen van minder dan 20 m<sup>3</sup>/s een gemiddelde concentratiestijging van 8%. De mogelijke fouten in de modeluitkomsten voor Kjeldahl-stikstof (zie § 4.2) hebben weinig invloed op dit percentage, doordat het sterk bepaald wordt door de relatief goed bekende toevoer van Kjeldahl-stikstof via Eijsden en de lozing van DSM.

Op de concentratie ammonium-stikstof heeft de lozing van DSM nauwelijks effect, zo laat figuur 5.4c zien. Het model berekent in het segment waar de lozing plaatsvindt zelfs veelal een lagere concentratie dan in het segment vóór de lozing van DSM. In dat geval is de verdwijning van ammonium-stikstof door nitrificatie (omzetting in nitraat-stikstof) en opname door algen groter dan de geloosde hoeveelheid. Het berekenen van een procentuele concentratiestijging als gevolg van de lozing van DSM is hier niet zinvol.

De Vierde Nota waterhuishouding [V&W98] noemt geen normen voor Kjeldahl-stikstof en ammonium-stikstof. De vroegere *grenswaarde* voor ammonium-stikstof (zie bijlage 1) werd in 1996 in de Maas bij Eijsden gedurende het grootste deel van het zomerhalfjaar overschreden. Voornamelijk door nitrificatie daalt de concentratie. Volgens de modelberekening ligt de concentratie ter hoogte van het lozingspunt van DSM al het grootste deel van de tijd beneden de grenswaarde.

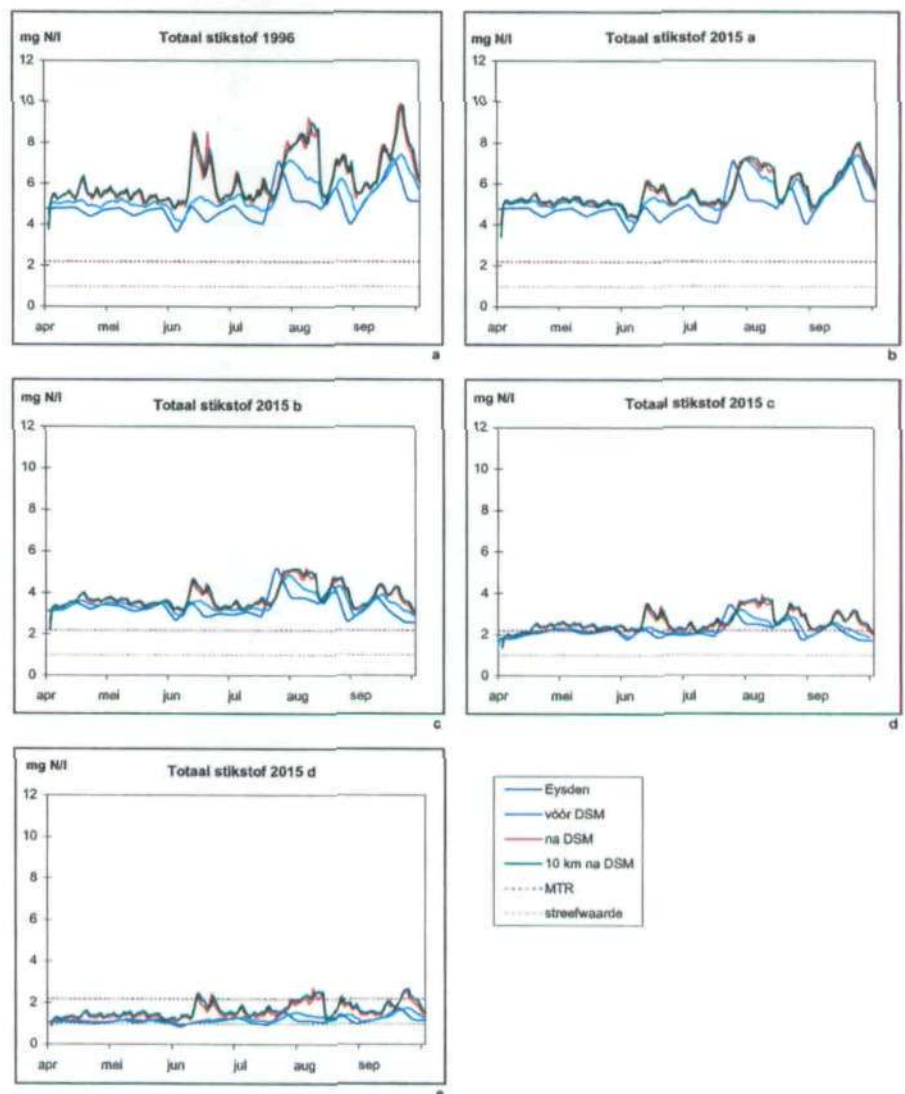
In scenario 2015a is de lozing totaal-stikstof van DSM verlaagd van 850 naar 350 ton per jaar (zie § 3.6), terwijl de stikstoftoevoer vanuit alle andere bronnen op het niveau van 1996 is gehouden. De bijdrage van DSM aan de concentratie totaal-stikstof in de Grensmaas is in dit scenario relatief gezien nog slechts bij zeer lage afvoer van belang (zie figuur 5.3). Bij lage afvoer (minder dan 20 m<sup>3</sup>/s bij Borgharen) neemt de concentratie door DSM gemiddeld 4% toe (tegen 20% in 1996). Deze toename wordt 10% in scenario 2015b, waarin de stikstofvracht in de Maas te Eijsden 27% afneemt en de stikstoftoevoer vanuit de toestromende zijwateren daalt tot 50% van de waarde in 1985 (zie § 3.6). De concentratie totaal-stikstof blijft nog het hele jaar boven de MTR-waarde, over het gehele traject van Eijsden tot het eind van de Grensmaas. De reductie van de lozing van DSM ten opzichte van 1996 maakt wel veel uit voor de hoogte van de overschrijding.

In het geval dat de stikstofconcentratie in de Maas bij Eijsden en in de toestromende zijwateren zo ver daalt dat de *gemiddelde* waarde in het zomerhalfjaar op MTR-niveau ligt, scenario 2015c, liggen de door het model berekende concentraties juist bovenstrooms van het lozingspunt van DSM ook veelal rond de MTR-waarde. Daardoor verhoogt de (gereduceerde) lozing van DSM uiteraard het aantal dagen waarop de MTR-waarde wordt overschreden. Het gemiddelde van de berekende concentraties ligt 13% boven het MTR-niveau. Ook de lozingen bovenstrooms van DSM dragen hieraan bij, zo is in figuur 5.3 te zien. Voor scenario 2015d geldt iets soortgelijks met betrekking tot de streefwaarde.

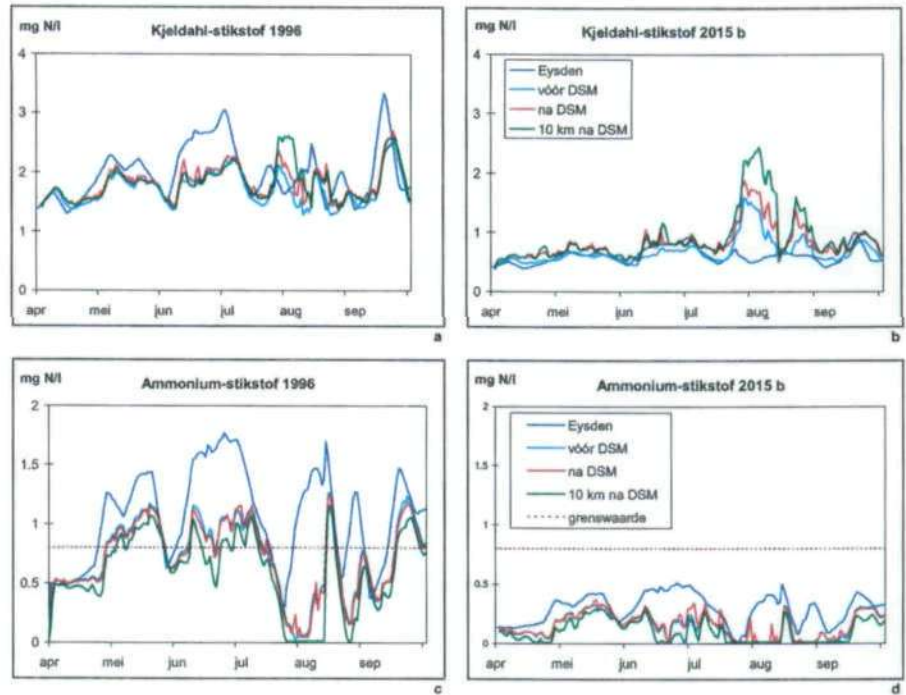
Volgens de modelberekening veroorzaakt DSM in scenario 2015d incidenteel een kleine overschrijding van de MTR-waarde. Bij afvoeren te Borgharen lager dan 20 m<sup>3</sup>/s berekent het model voor de scenario's 2015c en 2015d dat DSM de concentratie totaal-stikstof in de Grensmaas gemiddeld 19% resp. 40% doet stijgen.

In de scenario's 2015 b, 2015c en 2015d zijn de vrachten Kjeldahl- en ammonium-stikstof in de Maas bij Eijsden met 70% afgenomen ten opzichte van 1996, terwijl de lozing van Kjeldahl-stikstof door DSM op het niveau van 1996 blijft. Het effect van DSM op de concentratie Kjeldahl-stikstof in de Grensmaas wordt nu merkbaar, zoals figuur 5.4b laat zien. Voor scenario 2015b berekent het model in perioden met lage afvoer (bij Borgharen minder dan 20 m<sup>3</sup>/s) een stijging van gemiddeld 24%. Dit percentage heeft, gezien de mogelijke modelfouten (§ 4.2), slechts een indicatieve waarde. Modelfouten kunnen het sterker beïnvloeden dan het voor 1996 berekende lage percentage 8%. Het percentage hangt bijvoorbeeld af van de algenbloei in de Grensmaas. Die veroorzaakt de pieken die figuur 5.4b in augustus en september laat zien (zie ook § 5.6).

**Figuur 5.3** Berekend verloop van de concentratie totaal-stikstof.



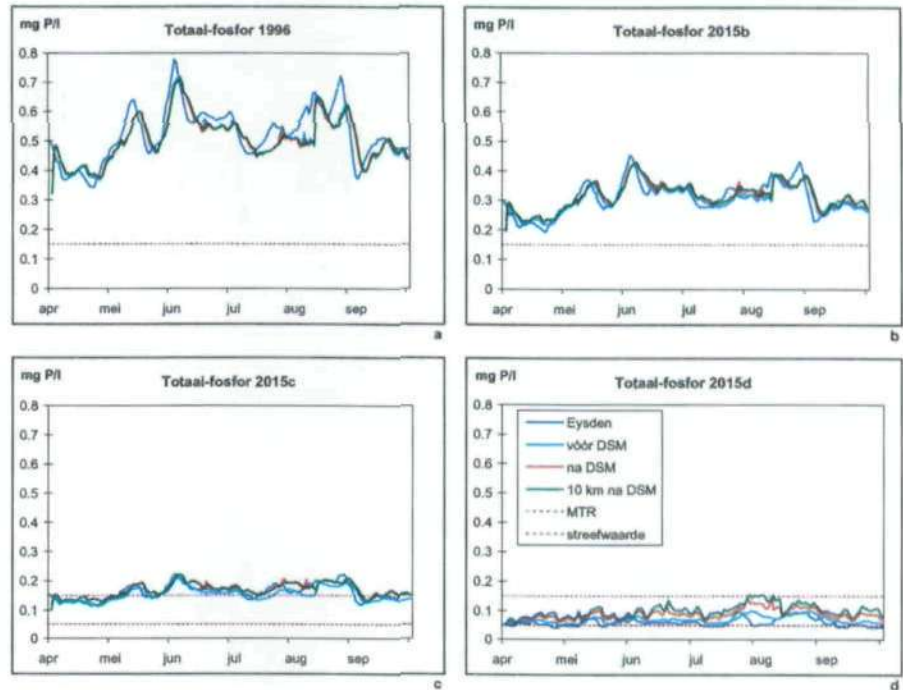
**Figuur 5.4** Berekend verloop van de concentratie Kjeldahl-stikstof (a, b) en ammonium-stikstof (c, d) in de scenario's 1996 "huidige situatie" en 2015b (de modeluitkomsten voor scenario 2015a zijn nagenoeg gelijk aan die van scenario 1996; het beeld van de scenario's 2015c en 2015d lijkt veel op dat van 2015b).



#### 5.4 Fosfor

De belasting van de Maas met fosfor vindt grotendeels bovenstrooms van Eijsden plaats, zoals figuur 5.5 laat zien. In de Maas bij Eijsden wordt de MTR-waarde permanent overschreden. Dat blijft zo indien deze belasting daalt volgens de prognose in Watersysteemverkenningen 1996 (scenario 2015b). De fosforlozing van DSM draagt in het scenario "huidige situatie" (1996) nauwelijks bij aan de fosforvrucht in de Maas. De aan het model opgegeven concentratie totaal-fosfor in het effluent van de IAZI is zelfs een fractie lager dan de concentratie die het model berekent vóór het lozingspunt van DSM, zodat als effect van DSM een zeer geringe *daling* (0,2%) van de concentratie is berekend. De lozing van DSM krijgt meer betekenis naarmate de overige belasting van de Maas met fosfor afneemt. In scenario 2015d, waarin de concentraties totaal-fosfor in de Maas bij Eijsden en de toestromende zijwateren gemiddeld gelijk zijn aan de streefwaarde, verhogen DSM en de RWZI's de concentratie in de Grensmaas significant. De concentratie blijft echter onder de MTR-waarde, zie figuur 5.5d. DSM zorgt in dit scenario volgens de modelberekening voor een verhoging met 35%. Dit percentage zou lager zijn indien de door DSM geloosde fosforvrucht zou afnemen vanwege een lager fosforgehalte van het door DSM ingenomen Maaswater (zie § 3.7).

**Figuur 5.5** Berekend verloop van de concentratie totaal-fosfor (de modeluitkomsten voor scenario 2015a zijn identiek aan die van scenario 1996 "huidige situatie").

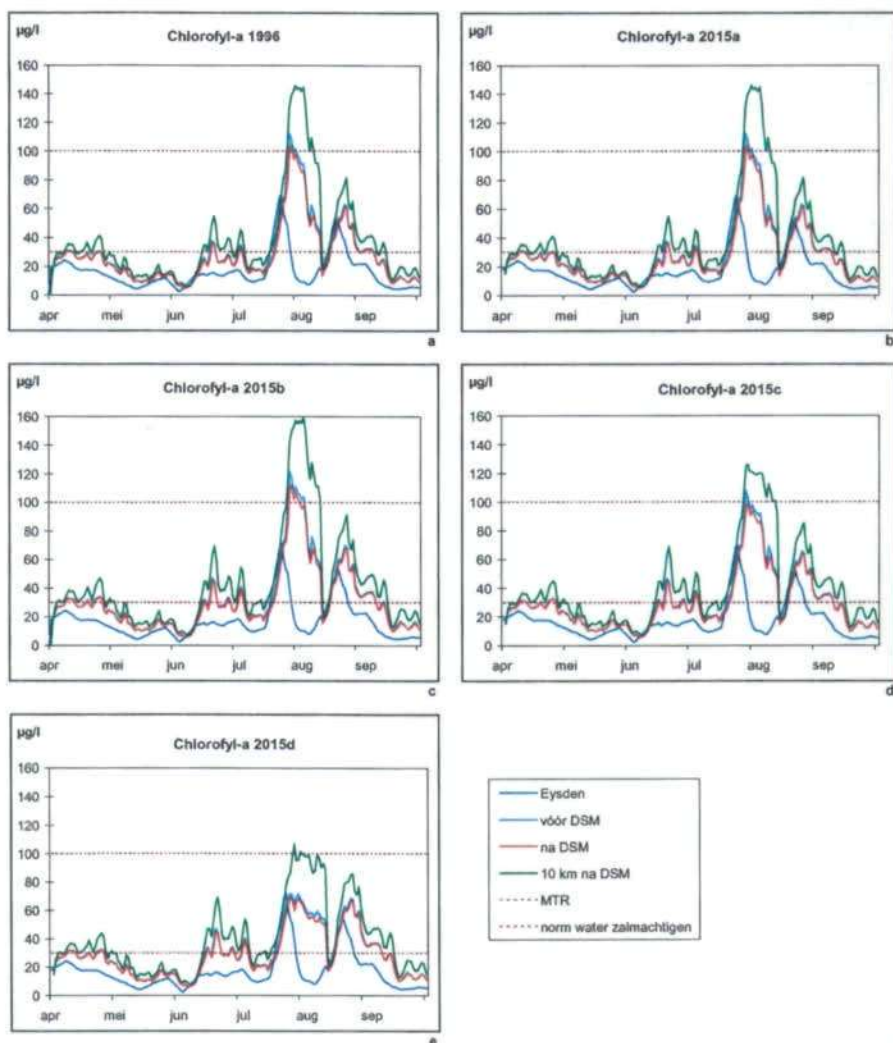


## 5.5 Chlorofyl-a

Figuur 5.6 geeft het concentratieverloop van chlorofyl-a, een maat voor de algenbloei (alle soorten). Het model rekent in feite met de parameter alg-koolstof. Chlorofyl-a is bepaald als  $(algC/30)$ . Bij lage afvoer toont figuur 5.6 een sterke toename van de concentratie chlorofyl-a in stroomafwaartse richting. Deze toename is toe te schrijven aan het toenemen van de tijd gedurende welke de algenpopulatie kan groeien. Overigens lijkt een piek van  $160 \mu\text{g/l}$  nogal hoog voor de Grensmaas, wat doet vermoeden dat het model de algengroei overschat. In hoofdstuk 3 is al opgemerkt dat de algengroei slechts globaal gemodelleerd is.

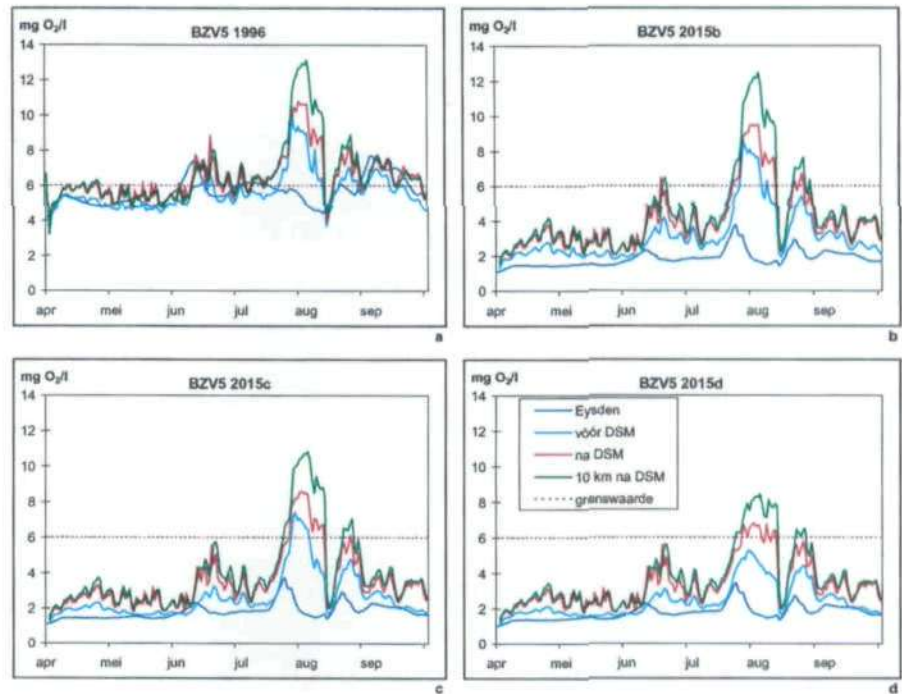
Het (procentuele) concentratieverschil tussen de modelsegmenten voor en na het lozingspunt van DSM heeft in geval van chlorofyl-a geen betekenis, omdat de lozing pas verder benedenstrooms merkbaar effect heeft op de algenbloei, afhankelijk van de tijd die verstreken is sinds het water het lozingspunt passeerde (de groeitijd voor algen). De stijging van chlorofyl-a tussen het segment "na DSM", waarin het lozingspunt ligt, en het segment dat 10 km stroomafwaarts begint is in scenario 2015a even groot als in het scenario "huidige situatie" (1996). Dat betekent dat de stikstoflozing van DSM, die in scenario 2015a met ruim 70% is verlaagd (zie figuur 3.2), geen invloed op de algenbloei heeft. De fosforlozing van DSM (zie figuur 3.3) is in verhouding tot de totale fosforvrucht in de Maas te klein om de algenbloei te beïnvloeden.

**Figuur 5.6** Berekend verloop van de concentratie chlorofyl-a.



In scenario 2015b, waar de vrachten stikstof en fosfor in de Maas bij Eijsden zijn verlaagd met resp. 27 en 42 procent, berekent het model nog vrijwel dezelfde algenbloei als voor de huidige situatie. De nutriënten (stikstof of fosfor) zijn dus nog niet limiterend. Dat lijkt wel het geval in de scenario's 2015c en 2015d, waar de piek in augustus minder hoog wordt. In scenario 2015d (figuur 5.6e) is te zien dat de piek in het segment "10 km na DSM" voor een relatief groot deel stroomafwaarts van het lozingspunt van DSM is opgekomen, wat wijst op een relevante invloed van de door DSM geloosde nutriënten. Ook de RWZI Stein, de Geul en de kleinere beken voeren nutriënten aan. De lozing van nutriënten zou overigens een groter effect kunnen hebben in de *Maasplassen*, die niet in het model zijn opgenomen. De verblijftijd van het water in de plassen is veel groter dan in de hoofdbaan van de Maas, zodat er meer gelegenheid voor algenbloei is en limitatie van nutriënten eerder een factor van belang wordt.

**Figuur 5.7** Berekend verloop van de concentratie BZV5 (de modeluitkomsten voor scenario 2015a zijn gelijk aan die van scenario 1996 "huidige situatie").



## 5.6 BZV5

Het concentratieverloop van de parameter BZV5 (biologisch zuurstofverbruik in 5 dagen) is weergegeven in figuur 5.7. Het model berekent BZV5 uit de parameters detritus-koolstof (detC) en alg-koolstof (algC) [WL95b]. De algenbloei van figuur 5.6 (chlorofyl-a) is duidelijk herkenbaar in figuur 5.7. Zoals gezegd is de berekende algenbloei mogelijk aan de hoge kant.

In het scenario "huidige situatie" ligt de concentratie BZV5 bij Eijsden rond de vroegere grenswaarde 6 mg/l. Tussen Eijsden en DSM daalt BZV5 enerzijds door bacteriële afbraak en neemt het anderzijds toe door lozingen en door algengroei. De modeluitkomsten geven aan dat de lozing van DSM de concentratie gemiddeld 14% doet toenemen, wat het zomerhalfjaar-gemiddelde tot net boven de grenswaarde verhoogt. Bij een afvoer te Borgharen kleiner dan 20 m<sup>3</sup>/s is de toename gemiddeld 18%. Met betrekking tot deze percentages en het absolute niveau van de berekende concentraties moet overigens rekening gehouden worden met de relatief grote onzekerheid van de modeluitkomsten voor BZV5, zoals besproken in § 4.2. In elk geval is duidelijk dat de concentratie BZV5 in de Grensmaas voornamelijk bepaald wordt door de Maas bij Eijsden. In de 2015-scenario's, waar de vracht detC bij Eijsden met 70% verlaagd is, overschrijdt BZV5 in de Grensmaas de 6 mg/l alleen nog tijdens sterke algenbloei, zo is te zien in figuur 5.7. In deze scenario's blijft de BZV5-lozing van DSM op het niveau van 1996, zodat het aandeel van DSM in de belasting van de Grensmaas met BZV5 toeneemt. Het model berekent bij een afvoer te Borgharen van minder dan 20 m<sup>3</sup>/s een concentratiestijging van gemiddeld 23% (in het scenario "huidige situatie" 18%).

## 5.7 Zuurstof

Figuur 5.8 toont het berekende verloop van de concentratie zuurstof. Het plaatje van het scenario "huidige situatie" geeft van twee extra modelsegmenten de uitkomsten: het segment vlak vóór de stuw van Borgharen en het segment direct erna. De stuw heeft volgens de gemaakte berekening (zie bijlage 2) een groot effect op het zuurstofgehalte. Vlak voor de stuw berekent het model gedurende meer dan de helft van het zomerhalfjaar waarden beneden de MTR-waarde. Door de vervuiling van het bij Eijsden binnenkomende Maaswater met organische stof (weerspiegeld door het hoge gehalte BZV5) gaat de concentratie zuurstof vanaf Eijsden flink (verder) omlaag. Na de stuw van Borgharen echter is het zuurstofgehalte volgens het model voortdurend boven de MTR-waarde en wordt zelfs de meeste tijd aan de norm voor water voor zalm-achtigen voldaan.

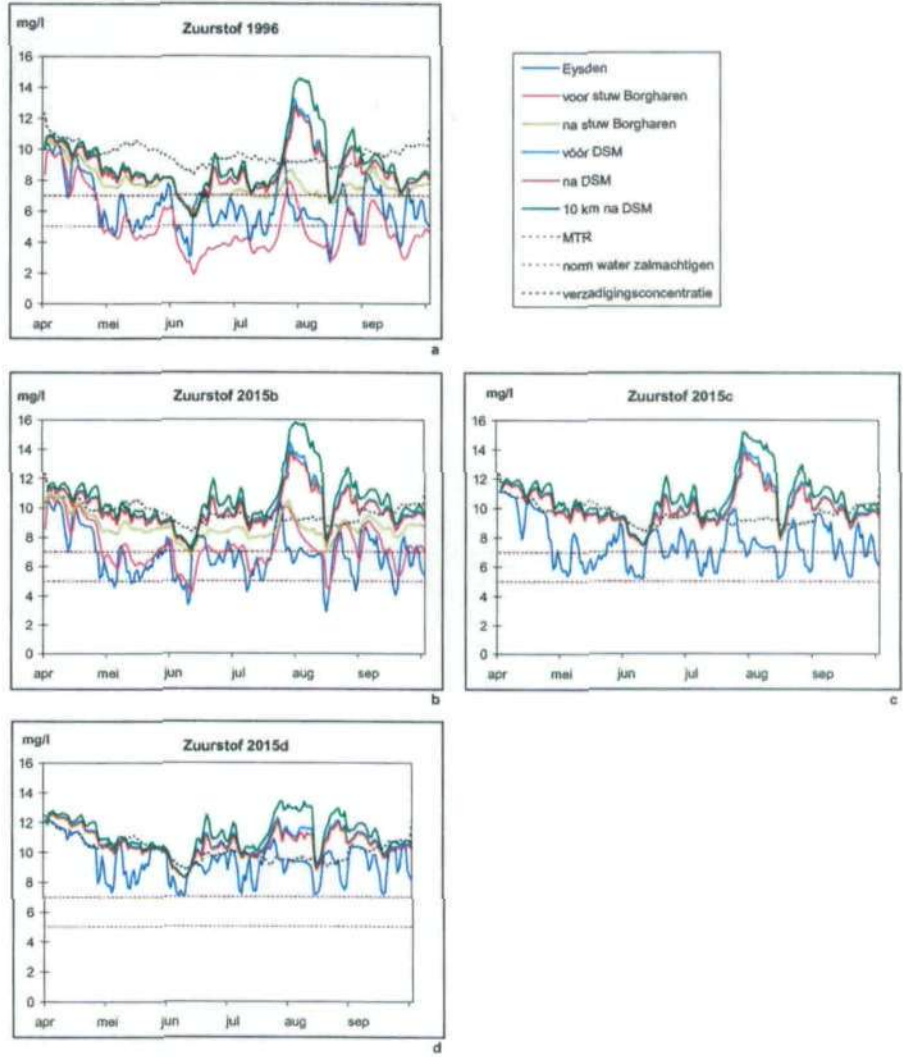
Er is niet gecorrigeerd voor overschrijding van de verzadigingsconcentratie, om zuurstofproductie door algen zichtbaar te houden. In werkelijkheid komt in geval van algenbloei overigens oververzadiging voor. De verzadigingsconcentratie is wel in figuur 5.8 aangegeven. Door de afhankelijkheid van de temperatuur varieert het niveau in de tijd en ligt het hoger in scenario 2015d, waar de (surplus-) temperatuur van de Maas te Eijsden is verlaagd. Overschrijding van de verzadigingslijn is in alle gevallen toe te schrijven aan algenbloei. De aan het model opgegeven zuurstofconcentraties (modelinvoer) overschreden het verzadigingsniveau niet.

Uit figuur 5.8 blijkt geen noemenswaardige invloed van de lozing van DSM op het zuurstofgehalte. Het verbruik van zuurstof voor de afbraak van de door DSM, RWZI Stein en via de Belgische beken geloosde organische stof is volgens de modelberekening kleiner dan de zuurstofproductie door algen plus het effect van reaëratie (bijlage 2). Het berekenen van het (procentuele) concentratieverschil tussen de modelsegmenten voor en na het lozingspunt van DSM is voor zuurstof niet zinvol, omdat effecten van de lozing zich voornamelijk verder stroomafwaarts manifesteren.

In scenario 2015b is de vracht BZV5 in de Maas bij Eijsden 70% verlaagd, waardoor de concentratie zuurstof tussen Eijsden en stuw Borgharen veel minder daalt dan in de huidige situatie, zoals figuur 5.8 laat zien. De zuurstofinslag over de stuw is daardoor minder groot, maar het resulterende zuurstofgehalte na de stuw is niettemin hoger dan in het scenario "huidige situatie". Daardoor reikt de zuurstofpiek die begin augustus door algenbloei wordt veroorzaakt ook hoger. De piek wordt minder hoog in de scenario's 2015c en 2015d, vanwege de minder sterke algenbloei (zie § 5.6).



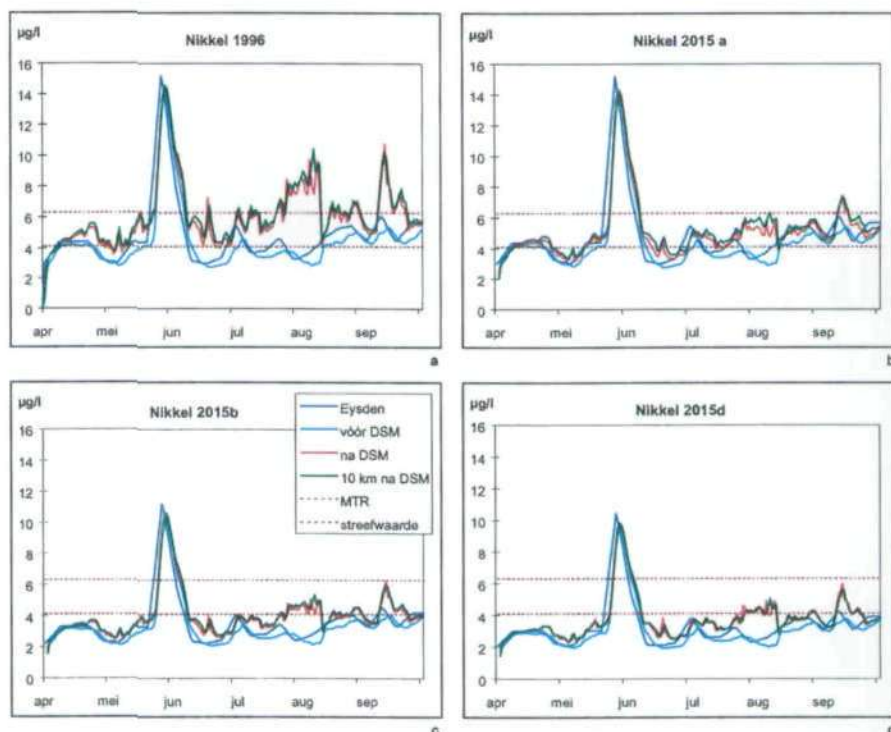
**Figuur 5.8** Berekend verloop van de concentratie zuurstof (de modeluitkomsten voor scenario 2015a zijn gelijk aan die van scenario 1996 "huidige situatie").



## 5.8 Nikkel

In figuur 5.9 is te zien dat in het zomerhalfjaar 1996 (scenario "huidige situatie") de meeste meetwaarden van de concentratie nikkel in het Maaswater bij Eijsden onder de MTR-waarde (6,3 µg/l) lagen. Alleen de piek eind mei overschrijdt het MTR-niveau. (Het gehalte zwevend stof in de gemeten watermonsters was minder dan 30 mg/l, dus de MTR-norm was geldig.) Door de hoge afvoer domineert de concentratie bij Eijsden het beeld voor de gehele Grensmaas: volgens het model passeert overal dezelfde piek. Bij gematigde en lage Maasafvoer echter zorgt de lozing van DSM voor een significante verhoging van de concentratie nikkel in de Grensmaas en overschrijding van de MTR-norm. Bij een afvoer te Borgharen van minder dan 20 m<sup>3</sup>/s en het gemiddelde concentratieniveau te Eijsden (1996), circa 4 µg/l (zie figuur 5.9) is de door DSM veroorzaakte concentratieverhoging gemiddeld 79%. Dit zakt naar 31% in geval van scenario 2015a, waarin de nikkel-lozing van DSM wordt vermindert volgens het bedrijfsmilieuplan, terwijl de belasting vanuit andere bronnen op het niveau van 1996 blijft. De MTR-waarde wordt in scenario 2015a nog slechts incidenteel overschreden. Naarmate ook andere nikkellozingen verder gereduceerd worden neemt het relatieve effect van de lozing van DSM uiteraard weer toe. In scenario 2015d, waarin de concentratie nikkel in al het toestromende water voldoet aan de streefwaarde (4,1 µg/l), berekent het model dat de lozing van DSM bij een afvoer te Borgharen kleiner dan 20 m<sup>3</sup>/s het nikkelgehalte van het Maaswater gemiddeld 77% doet stijgen. Daarbij blijft de concentratie echter onder de MTR-waarde.

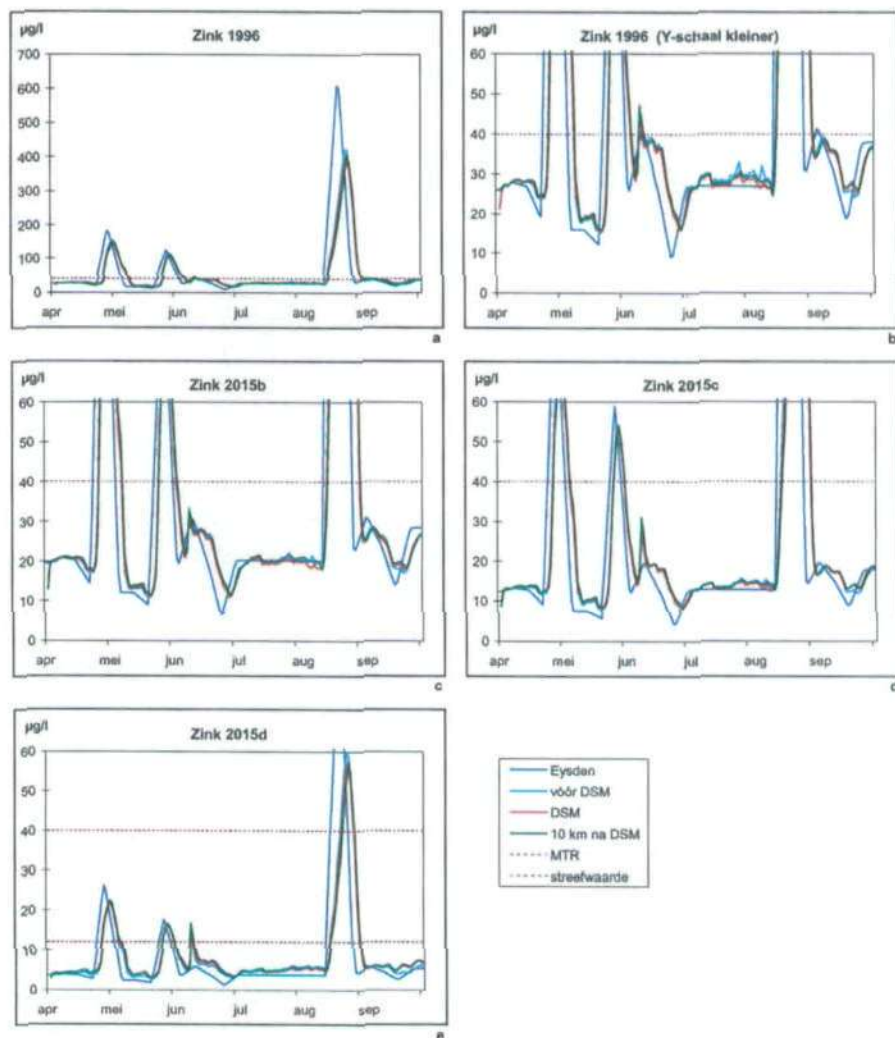
**Figuur 5.9** Berekend verloop van de concentratie nikkel (de modeluitkomsten voor scenario 2015c zijn gelijk aan die van scenario 2015a).



## 5.9 Zink

De zinklozing van DSM heeft zowel in de huidige situatie als in de beschouwde scenario's voor 2015 geen noemenswaardig effect op de concentratie zink in de Grensmaas, zo blijkt uit figuur 5.10. Uitgezonderd scenario 2015d, ligt de concentratie in het segment "na DSM" gemiddeld iets lager dan in het segment "voor DSM", doordat (volgens de gemaakte berekening) de concentratie in het Maaswater iets hoger was dan die in het effluent van DSM. Het concentratieverloop in de Maas bij Eijsden is bepalend voor de gehele Grensmaas. Pas in scenario 2015d, waar de concentratie bij Eijsden op de streefwaarde ligt, veroorzaakt DSM een stijging van de concentratie in de Grensmaas (8%).

**Figuur 5.10** Berekend verloop van de concentratie zink (de modeluitkomsten voor scenario 2015a zijn gelijk aan die van scenario 1996 "huidige situatie").



## 5.10 Conclusies

De lozing van DSM op de Grensmaas in 1996 verhoogde vooral de concentraties van nikkel, totaal-stikstof en BZV5. Voor de situatie waarin de afvoer van de Grensmaas bij Borgharen minder dan 20 m<sup>3</sup>/s bedraagt berekent het model procentuele verhogingen van gemiddeld 79% voor nikkel, 20% voor totaal-stikstof en 18% voor BZV5.

Bij de genoemde lage afvoer veroorzaakt de nikkellozing van DSM overschrijding van de MTR-waarde van nikkel in de Grensmaas. Dat zal volgens de modelberekening nog slechts enkele dagen per jaar het geval zijn na realisatie van de in het bedrijfsmilieuplan van DSM (1998-2001) in het vooruitzicht gestelde sanering van de nikkellozing (bij gelijkblijvende belasting vanuit andere bronnen).

Daarentegen is de stikstoflozing van DSM in de huidige situatie niet bepalend voor normoverschrijding, doordat de MTR-waarde reeds vóór het lozingspunt van DSM gedurende het gehele zomerhalfjaar met een factor 2 of meer wordt overschreden. De Grensmaas zal volgens het model pas voldoen aan de MTR-waarde voor totaal-stikstof in een situatie waarin de concentratie in de Maas bij Eijsden op of onder het MTR-niveau ligt. Niettemin leidt de in het bedrijfsmilieuplan van DSM genoemde reductie van de stikstoflozing van 850 naar 350 ton per jaar tot een substantiële daling van de stikstofbelasting van de Grensmaas.

Ook voor BZV5 is de kwaliteit van de Maas bij Eijsden de belangrijkste factor. Indien de concentratie BZV5 bij Eijsden in dezelfde mate afneemt als die bij Lobith tussen 1970 en 1990, zal de concentratie in de Grensmaas beneden de voormalige norm 6 mg/l komen te liggen. De lozing van BZV5 door DSM blijft volgens het bedrijfsmilieuplan op het niveau van 1996. De door DSM veroorzaakte concentratiestijging neemt daardoor enkele procenten toe.

De warmtelozing van DSM doet de temperatuur van het Maaswater gemiddeld over het zomerhalfjaar 1996 met 0,3 °C stijgen. Wanneer de afvoer van de Grensmaas minimaal is (10 m<sup>3</sup>/s) kan dit oplopen tot 1 °C. Volgens de gemaakte berekening was DSM in 1996 niet bepalend voor overschrijding van de temperatuurnormen in de Grensmaas. In werkelijkheid kan de temperatuurstijging ten gevolge van DSM kritischer zijn, vooral in geval van incidenteel extra grote warmtelozingen.

In een situatie met een surplus-temperatuur te Eijsden van nog slechts 1,5 °C zou de lozing van DSM volgens het model bij zeer laag Grensmaas-debiet (circa 10 m<sup>3</sup>/s) leiden tot een overschrijding met enkele tienden graden van de norm voor surplus-temperatuur voor water voor zalmachtigen (1,5 °C), maar niet tot overschrijding van de temperatuurnorm (21,5 °C).

De concentratie chloride in het Maaswater wordt door de lozing van DSM bij een afvoer te Borgharen van minder dan 20 m<sup>3</sup>/s gemiddeld 4,5% verhoogd, aangenomen dat DSM bij lage Maasafvoer ongeveer de helft van de chloride-lozing tijdelijk achterhoudt. Voor Kjeldahl-stikstof is de verhoging bij lage afvoer 8%. De door DSM geloosde ammonium-stikstof, totaal-fosfor en zink leiden niet of nauwelijks tot verhoging van concentraties in de Grensmaas. Procentueel gezien kunnen de bijdragen van DSM significant worden wanneer het water van de Maas bij Eijsden aan de normwaarden voor deze parameters voldoet.

De door DSM geloosde nutriënten stikstof en fosfor hebben volgens de modelberekeningen in de huidige situatie geen invloed op de algenbloei in de Grensmaas. Pas wanneer algen nutriënt-gelimiteerd zijn (concentraties stikstof en fosfor op streefwaardeniveau) zou de lozing van DSM de algenbloei kunnen bevorderen. De Maasplassen zullen hiervoor gevoeliger zijn dan de hoofdbaan van de rivier.

De lozing van DSM heeft volgens het model geen noemenswaardig effect op de zuurstofhuishouding.

**Tabel 5.1** Berekende gemiddelde procentuele toename van surplus-temperatuur en stofconcentraties in de Grensmaas ten gevolge van de lozing van DSM, bij een afvoer te Borgharen van minder dan 20 m<sup>3</sup>/s.

	1996	2015a	2015b	2015c	2015d
surplus-temperatuur	21	21	21	21	77
chloride	9	9	9	9	9
totaal-stikstof	20	4	10	19	40
Kjeldahl-stikstof	8	8	24	n.b.	n.b.
totaal-fosfor	0	0	4	14	35
BZV5	18	18	23	n.b.	n.b.
nikkel	79	31	44	31	77
zink	-4	-3	-4	-1	8

n.b. = niet berekend



In deze studie is de relevantie onderzocht van een aantal componenten van de lozing van DSM. Het feit dat een aantal mogelijk relevante componenten van de lozing buiten beschouwing is gebleven maakt dat een complete beoordeling van de lozing op basis van deze studie niet mogelijk is. Completering van het beeld vraagt in eerste instantie om een volledige analytisch-chemische karakterisering van het effluent. Aanwijzingen voor toxische effecten zouden verkregen kunnen worden uit laboratoriumproeven waarin de reactie wordt onderzocht van test-organismen op een mengsel van effluent en Maaswater in een relevante verhouding (de mengverhouding die optreedt bij minimaal debiet van de Grensmaas, circa  $10 \text{ m}^3/\text{s}$ , is ongeveer 1 : 10). In geval van gebleken effecten zou verificatie in de praktijk gezocht moeten worden, omdat stoffen zich in het milieu anders gedragen dan in een laboratoriumopstelling, vanwege de nooit echt goed te simuleren invloed van processen als afbraak, verdamping, binding aan zwevend stof en interactie met organismen (andere dan de test-organismen).

Ten tweede is het van belang om de grootte van de mengzone (het riviertraject waarover een lozing over de gehele breedte van de rivier wordt verspreid) te bepalen, met name bij lage afvoer, waarbij de waterkwaliteit het gevoeligst is. Binnen de mengzone zijn de concentraties over een deel van de rivierbreedte hoger en over een deel lager dan de uitkomsten van het SOBEK-model.

Buiten de mengzone zijn de SOBEK-uitkomsten van toepassing, maar moeten ze nog wel met de nodige voorzichtigheid gehanteerd worden. Een deel van de voor het waterkwaliteitsmodel benodigde gegevens is namelijk onvoldoende bekend. De mogelijkheid om het model te kalibreren (corrigeren van modelformuleringen op grond van vergelijking van modeluitkomsten met meetwaarden) wordt hierdoor beperkt, waardoor de foutmarges van de modeluitkomsten groter zijn dan wenselijk is voor de beantwoording van de vragen t.b.v. het waterbeheer. Een adequate waterkwaliteitsmodellering van de Grensmaas vraagt, voor de periode waarvoor het model wordt gekalibreerd, een meer uitgebreide meting van de aandachtsparementen dan in de bestaande meetprogramma's. Het gaat dan met name om de *frequentie* van monsternamen (Eijsden, toestromende zijwateren), het analyseren van *zwevend stof* dat door de *zijwateren* wordt aangevoerd (voor gegevens over hydrofobe organische microverontreinigingen) en een adequate *data-set voor kalibratie* (complete analyse van monsters van het eind van de Grensmaas).

Onder de bedoelde zijwateren neemt de sluis van Ternaaien een belangrijke plaats in. Met een debiet van gemiddeld  $10 \text{ m}^3/\text{s}$  is dit water bij lage Maasafvoer belangrijk medebepalend voor de waterkwaliteit van de Grensmaas. Het gelijk stellen van de kwaliteit van het water uit de sluis van Ternaaien met het Maaswater bij Eijsden is voor waterkwaliteitsmodellering een te grove benadering.

Toestroming van grondwater is niet in het gebruikte model opgenomen. In hoeverre dit bijdraagt aan het debiet van de Maas moet worden nagegaan door het opstellen van een waterbalans (voor diverse omstandigheden, jaargetijden). Op grond van de kwantiteit en de kwaliteit van het toestromende grondwater moet bepaald worden in hoeverre opname in het model nodig is.

---

Het analysepakket van de verscheidene waterkwaliteitsmetingen (ook die van lozingen) moet alle parameters bevatten die van belang zijn voor het waterbeheer en voorts enkele parameters die nodig zijn voor waterkwaliteitsmodellering. Van deze laatste groep ontbreken in de huidige analysepakketten veelal totaal-organisch koolstof (TOC) en particulier organisch koolstof (POC; het gehalte organisch materiaal in het zwevend stof). Ook de fosfor- en stikstofcomponenten ortho-fosfaat, nitraat-stikstof, ammonium-stikstof en Kjeldahl-stikstof zouden altijd bepaald moeten worden.

Voor berekeningen van de toekomstige waterkwaliteit en slibhuishouding van de Maas is een nieuwe schematisatie nodig waarin de geplande herinrichtingsmaatregelen zijn opgenomen. Bovendien moeten "zijwateren" die geen deel uitmaken van de hoofdbaan (natuurvriendelijke oevers, plassen, nevengeulen, etc.) apart van de hoofdbaan worden geschematiseerd, opdat de uitwisseling van slib en stoffen tussen die zijwateren en de hoofdbaan reëel gemodelleerd kan worden. Deze uitwisseling zal namelijk van grote invloed zijn op sedimentatie, algengroei en allerlei waterkwaliteitsprocessen. Tenslotte zal een nieuwe modelversie ook rekening moeten houden met de voorziene waterkrachtcentrale bij Borgharen, in verband met de mogelijke gevolgen voor met name het zuurstofgehalte en het debiet van de Grensmaas.



---

## Referenties

---

- DL99                    mondelinge mededeling P. Warnier, RWS Directie Limburg, 1999
- DSM98                Bedrijfsmilieuplan 1998-2001, DSM Limburg B.V., Geleen 1998
- DSM99                mondelinge mededelingen Th. Steinen en A. Meulenberg, DSM, 1999
- EHM93                Verontreinigingsbronnen en waterkwaliteit van de Grensmaas, R.M.A. Breukel e.a., EHM-rapport nr. 12-1993, Rijkswaterstaat, RIZA, Directie Limburg, december 1993
- EHRM96              Phyto- and Zooplankton Dynamics in the River Meuse During 1992, R. Bijkerk e.a., EHRM-rapport 64-1996, RIVM, DLO, RIZA, 1996
- NAP                    North Sea action plan: Netherlands implementation document, Third International Conference on the Protection of the North Sea, Interdepartementale Coördinatiecommissie voor Noordzee-aangelegenheden, Den Haag, 1991
- RIZA91                Resultaten van het waterkwaliteitsonderzoek in de Rijn in Nederland 1971-1990, R. Heymen en M. v.d. Weijden, RIZA-rapport 91.047, november 1991
- RIZA94                Waterkwaliteit van de Maas: op koers?, M.H.C. van den Hark, RIZA nota nr. 94.063, april 1995
- RIZA96                DSM case studie: invloed lozingen DSM op waterkwaliteit van de Grensmaas, D. Bijstra, notitie, RIZA, 30-9-1996
- RIZA97a              Waterkwaliteit Grensmaas en probleemstoffen DSM, J.J.G. Zwolsman, notitie voor de werkgroep "Lozing DSM", WST 96.243, RIZA, 7-1-1997
- RIZA97b              Sedimentatie in het zomerbed; kwaliteit van water, zwevend stof en sediment; rapport i.o.v. Rijkswaterstaat Limburg / De Maaswerken t.b.v. de Trajectnota/MER Zandmaas, deelnota Water en Bodem; WST 99.087, L.M. Knijff, mei 1997
- RIZA98                Calibratie SOBEK Maas, R. van der Veen e.a., RIZA-rapport 98.038, september 1998
- V&W93                Beheersplan voor de Rijkswateren, programma voor het beheer in de periode 1992-1996, Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1993
- V&W98                Vierde Nota Waterhuishouding, Regeringsbeslissing, Ministerie van Verkeer en Waterstaat, december 1998
- WL95a                MER Grensmaas, Huidige toestand waterkwaliteit, rapport onderzoek T1388.40, WL Delft Hydraulics, 1995
- WL95b                DELWAQ Technical Reference Manual version 4.2, WL Delft Hydraulics, november 1995; hierin: hoofdstuk 4 "Delwaq 4 Process Library"

---

WL97	SOBEK user's manual ODS2XLS version 1.20, WL Delft Hydraulics, juli 1997
WL99	Werkmemo 2: SOBEK-DELWAQ Grensmaas, calibratie & validatie, R. Bakkum, Waterloopkundig Laboratorium, 9 maart 1999
WSV96	Watersysteemverkenningen 1996, prognose grensover- schrijdende belasting via Rijn en Maas 1995-2015, RIZA-werkdocument 95.181X, ICWS-rapport 95.06, P.H.L. Buijs, ICWS, november 1995
ZL99	mondelinge mededelingen N. Theunissen en D. Jansen, Zuiveringschap Limburg, 1999

---

## Bijlagen

---



## Bijlage 1 Waterkwaliteitsnormen

Tabel B1.1 Waterkwaliteitsnormen.

parameter		totale gehalten in water (opgelost plus gebonden aan zwevend stof)			
		grens- waarde <sup>1)</sup>	MTR <sup>2)</sup>	streef- waarde <sup>2)</sup>	zalm- achtigen <sup>1)</sup>
temperatuur	°C	25	25		21,5
surplus-temperatuur	°C				1,5
chloride	mg/l	200	100 <sup>3)</sup>		
BZV5 <sup>4)</sup>	mg O <sub>2</sub> /l	6			6
chlorofyl-a (z)	µg/l	100	100		30
zuurstof	mg/l	≥ 5	≥ 5		≥ 7
totaal stikstof (z)	mg N/l	2,2	2,2	1	
nitriet-N	mg N/l				0,10
ammonium-N (T<10 °C)	mg N/l	4			
(T>10 °C)	mg N/l	0,8			
totaal fosfaat (z)	mg P/l	0,15	0,15	0,05	0,20
nikkel (*)	µg/l	10	6,3	4,1	
zink (*)	µg/l	30	40	12	200

(z) = zomergemiddelde waarde

(\*) = bij 30 mg/l zwevend stof

- 1) Evaluatienota Waterhuishouding, Tweede Kamer 1993-1994, 21250, nrs. 27-28
- 2) Vierde Nota Waterhuishouding, regeringsbeslissing, Ministerie van Verkeer en Waterstaat, december 1998
- 3) De MTR-waarde is 200 mg/l; voor de Maas is echter de norm 100 mg/l vastgesteld (Beheersplan Rijkswateren 1992-1996)
- 4) Biologisch zuurstofverbruik in 5 dagen



*Overgenomen uit:*

*R. Bakkum, werkmemo SOBEK-DELWAQ Grensmaas, Waterloopkundig Laboratorium, 7 december 1998 (concept)*

### *Reaëratie*

Processen als de mineralisatie van detritus en nitrificatie hebben een negatief effect op de zuurstofconcentratie. Bij de primaire productie van algen wordt zuurstof geproduceerd. Naast bovengenoemde processen speelt in de Grensmaas de uitwisseling van zuurstof met de atmosfeer een grote rol. De flux is gerelateerd aan het verschil tussen de actuele zuurstofconcentratie en het zuurstofverzadigingsconcentratie (afhankelijk van de temperatuur en de saliniteit). Bij onderverzadiging treedt een positieve temperatuurafhankelijke flux op vanuit de atmosfeer naar het water. In de literatuur zijn veel empirische relaties te vinden, die onderling een behoorlijke spreiding vertonen.

In eerste instantie is gekozen voor het gebruiken van een geschaalde versie van de O'Connor & Dobbins formulering [WL 1995], waarin de reaëratiesnelheid ( $R_{cRear}$ ) een functie is van de waterdiepte en de stroomsnelheid; "ondiepe" afstroming over de grindbanken in de Grensmaas zullen een hoge herbeluchting bewerkstelligen. Bedacht moet worden, dat die relatie het best toepasbaar zal zijn, die is afgeleid voor systemen met vergelijkbare diepte en watersnelheid als die waarmee de relatie is afgeleid. De oorspronkelijke formulering is afgeleid voor systemen met isotrope turbulentie, een stroomsnelheid tussen de 0,17 en 0,6 m/s en een waterdiepte tussen de 0,23 en 11 m. De stroomsnelheden op de Grensmaas kunnen behoorlijk hoger liggen (bij een debiet van bijvoorbeeld 1000 m<sup>3</sup>/s tot circa 2 m/s). Bovendien blijkt deze formulering in de praktijk wat hoge waarden te leveren. Hierom is voor een geschaalde versie van deze formulering gekozen.

DELWAQ:  $SW_{Rear} = 4,0$ ;  $KL_{Rear} = 0,4$

In de uiteindelijke kalibratie is teruggevallen op een eenvoudiger formulering, waarin de reaëratiesnelheid ( $R_{cRear}$ ) een slechts een functie is van de waterdiepte (omgekeerd evenredig aan). Een grotere waterdiepte (bijvoorbeeld de segmenten bovenstrooms van de stuw te Linne) leidt tot een tragere reaëratie. In de relatief ondiepe Grensmaas vindt reaëratie relatief snel plaats.

DELWAQ:  $SW_{Rear} = 1,0$ ;  $KL_{Rear} = 1,0$

### *Zuurstofinslag bij de stuw te Borgharen*

De verandering in de zuurstofhuishouding in de Grensmaas zijn voor een belangrijk deel gerelateerd aan het verschil in afvoer van onderverzadigd water over de stuw te Borgharen.

Bovenafvoer over stuwen zal effect op de zuurstofhuishouding in een rivier hebben, als gevolg van het intensieve contact tussen water en lucht op het moment dat het water over de stuw stroomt. Metingen van zuurstofgehalten aan weerszijden van stuwen (o.a. WL 1993) laten het belang van stuwen op de zuurstofhuishouding zien. Deze lokale effecten kunnen niet worden berekend met de reaëratieformuleringen in DELWAQ/SOBEK. Ze zijn daarom apart in Excel bepaald en als "lozing" in het model ingebracht.

Bij de stuw te Borgharen treedt afhankelijk van de valhoogte over de stuw (debietafhankelijk), de temperatuur en de mate van zuurstofverzadiging een extra zuurstofinslag op. Dit proces is getracht te ondervangen door het definiëren van een zuurstoflozing ter plekke. Evenals voor de bovenstroomse modelrand te Eijsden zijn voor de steady state-berekeningen debiet-afhankelijke kwartaalgemiddelde zuurstofvrachten bepaald. Deze extra reaëratie is bepaald aan de hand van de in het ZWENDL/DELWAQ-instrumentarium voor Rijn en Maas gehanteerde (dynamische on-line) formulering. Hierin is de reaëratie over de stuw *gerelateerd aan de valhoogte over de stuw. De valhoogte is bekend bij gegeven afvoer. Volgens Gameson [WL 1993] wordt de fractie (F) van het bovenstroomse deficit dat wordt aangevuld over de stuw beschreven als:*

$$F = (C_b - C_a)/(C_s - C_a) = (r_T - 1)/r_T$$

$$r_T = 1 + 0,34 \cdot a \cdot b \cdot (1 + 0,046 \cdot T) \cdot \Delta h$$

waarin,

- $C_a$  = zuurstofconcentratie bovenstrooms van de stuw ( $\text{g/m}^3$ )
- $C_b$  = zuurstofconcentratie benedenstrooms van de stuw ( $\text{g/m}^3$ )
- $C_s$  = zuurstofverzadigingsconcentratie ( $\text{g/m}^3$ )
- $a$  = constante afhankelijk van verontreinigingsgraad (range 0,85-1,25)
- $b$  = stuwafhankelijke constante, circa 1,0 voor vrije overstort
- $T$  = watertemperatuur ( $^{\circ}\text{C}$ )
- $\Delta h$  = valhoogte (m)

De berekende fractie vermenigvuldigd met het deficit levert de verandering in de zuurstofconcentratie ten gevolge van stroming over de stuw op. De zuurstofinbreng per dag wordt uiteindelijk berekend als:

$$\text{Surplus-O}_2 = Q \cdot F \cdot (C_s - C_a) \quad (\text{g/s})$$

waarin  $Q$  = debiet over stuw ( $\text{m}^3/\text{s}$ ).

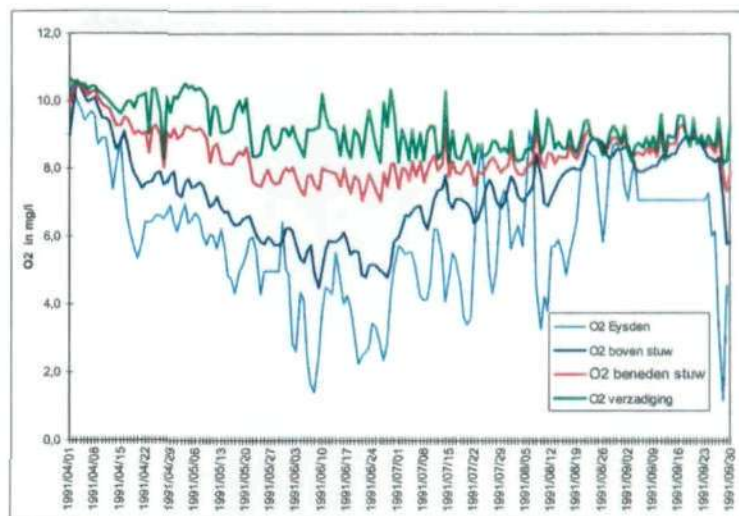
Indien  $C_a$  groter is dan  $C_s$ , is de zuurstofinbreng gelijk aan nul gesteld.

De surplus- $\text{O}_2$  te Borgharen is berekend in Excel, in eerste instantie uitgaande van de bovenstrooms zuurstofrandvoorwaarden te Eijsden. Indien er door het model een groot verschil wordt berekend tussen de zuurstofconcentraties te Eijsden (randvoorwaarden) en vlak boven de stuw, dient een tweede rekenslag te worden gemaakt met de verbeterde randvoorwaarden in Excel (dit is gedaan voor de kalibratieberekening). De constanten  $a$  en  $b$  zijn conservatief ingeschat en hebben respectievelijk de waarde 0,85 en 0,5 gekregen (overigens dezelfde waarden die in de ZDM (ZWENDL-DELWAQ Maas) studie destijds gebruikt werden).

Het effect van het belang van zuurstofinslag wordt geïllustreerd aan de hand van onderstaande figuur.



Figuur B2.1 Zuurstofinslag.



*Referenties*

- WL 1993 Zwendl-Delwaq voor Rijn en Maas, Rapport onderzoek T441, Deel E-1: Delwaq waterkwaliteitsberekeningen, WL Delft Hydraulics, 1993
- WL 1995 DELWAQ Technical Reference Manual, version 4.2, WL Delft Hydraulics, 1995



*Definitie*

Het temperatureffect van de lozing van DSM ( $\Delta T_{\text{DSM}}$ ) is het verschil tussen de temperatuur van de Grensmaas na het lozingspunt en de temperatuur vóór het lozingspunt:

$$\Delta T_{\text{DSM}} = T_{\text{Maas na}} - T_{\text{Maas voor}} \quad (1)$$

*Berekening op basis van de temperatuur*

De berekening van  $T_{\text{Maas na}}$  op basis van de temperatuur gaat als volgt:

$$T_{\text{Maas na}} = (T_{\text{Maas voor}} \times Q_{\text{Maas voor}} + T_{\text{DSM}} \times Q_{\text{DSM}}) / (Q_{\text{Maas voor}} + Q_{\text{DSM}}) \quad (2)$$

waarin  $Q_{\text{Maas voor}}$  het debiet van de Grensmaas vóór het lozingspunt is,  $Q_{\text{DSM}}$  het debiet van de lozing en  $T_{\text{DSM}}$  de temperatuur van het geloosde water.

*Berekening op basis van de surplus-temperatuur*

Het SOBEK-model rekent op basis van de surplus-temperatuur. Analoog aan vergelijking 2:

$$\text{sur}T_{\text{Maas na}} = (\text{sur}T_{\text{Maas voor}} \times Q_{\text{Maas voor}} + \text{sur}T_{\text{DSM}} \times Q_{\text{DSM}}) / (Q_{\text{Maas voor}} + Q_{\text{DSM}}) \quad (3)$$

$T_{\text{Maas na}}$  is dan de som van  $\text{sur}T_{\text{Maas na}}$  en de natuurlijke temperatuur  $T_{\text{natuur}}$ :

$$T_{\text{Maas na}} = \text{sur}T_{\text{Maas na}} + T_{\text{natuur}} \quad (4)$$

Aangenomen wordt dat  $T_{\text{natuur}}$  in de Grensmaas dezelfde waarde heeft als in de Maas bij Eijsden.

*Rekenvoorbeeld*

Stel de watertemperatuur bij Eijsden is 20 °C en de surplus-temperatuur bij Eijsden is 5 °C; dan is

$$T_{\text{natuur}} = 20 - 5 = 15 \text{ °C.}$$

Stel dat het water tussen Eijsden en het lozingspunt van DSM netto warmte verliest, zodat  $T_{\text{Maas voor}}$  18 °C is; dan geldt:

$$\text{sur}T_{\text{Maas voor}} = T_{\text{Maas voor}} - T_{\text{natuur}} = 18 - 15 = 3 \text{ °C.}$$

Stel  $T_{\text{DSM}}$  is 30 °C; dan is

$$\text{sur}T_{\text{DSM}} = T_{\text{DSM}} - T_{\text{natuur}} = 30 - 15 = 15 \text{ °C.}$$

Stel  $Q_{\text{Maas voor}}$  is 10 m<sup>3</sup>/s en  $Q_{\text{DSM}}$  is 1 m<sup>3</sup>/s. De berekening op basis van temperatuur (vergelijking 2) wordt dan:

$$\begin{aligned} T_{\text{Maas na}} &= (18 \text{ °C} \times 10 \text{ m}^3/\text{s} + 30 \text{ °C} \times 1 \text{ m}^3/\text{s}) / (10 \text{ m}^3/\text{s} + 1 \text{ m}^3/\text{s}) \\ &= 210 / 11 = 19,09 \text{ °C} \end{aligned}$$

terwijl de berekening op basis van surplus-temperatuur (vergelijkingen 3 en 4) als volgt gaat:

$$\begin{aligned} \text{surT}_{\text{Maas na}} &= (3 \text{ }^\circ\text{C} \times 10 \text{ m}^3/\text{s} + 15 \text{ }^\circ\text{C} \times 1 \text{ m}^3/\text{s}) / (10 \text{ m}^3/\text{s} + 1 \text{ m}^3/\text{s}) \\ &= 45 / 11 = 4,09 \text{ }^\circ\text{C} \end{aligned}$$

$$T_{\text{Maas na}} = T_{\text{natuur}} + \text{surT}_{\text{Maas na}} = 15 + 4,09 = 19,09 \text{ }^\circ\text{C}$$

Volgens beide berekeningswijzen is het temperatureffect van DSM (vergelijking 1):

$$\Delta T_{\text{DSM}} = 19,09 - 18 = 1,09 \text{ }^\circ\text{C}$$

Dit temperatuurverschil is gelijk aan het verschil in surplus-temperatuur vóór en na het lozingspunt:

$$\Delta T_{\text{DSM}} = \text{surT}_{\text{Maas na}} - \text{surT}_{\text{Maas voor}} = 4,09 - 3 = 1,09 \text{ }^\circ\text{C}$$

#### Effect van de keuze van $\text{surT}_{\text{Eijsden}}$

Een indruk van de invloed van de keuze van de surplus-temperatuur te Eijsden op het berekende temperatureffect van de lozing van DSM is te krijgen met een aantal proefberekeningen. Dit gebeurt op basis van surplus-temperatuur (vergelijking 3), in overeenstemming met de rekenwijze van het model.

Beschouwd wordt de situatie met een minimale Maasafvoer ( $Q_{\text{Maas voor}} = 10 \text{ m}^3/\text{s}$ ) en een maximale temperatuur van het door DSM geloosde water ( $30 \text{ }^\circ\text{C}$ ); de warmtelozing van DSM heeft dan het grootste effect. Het debiet van de lozing ( $Q_{\text{DSM}}$ ) wordt op  $1 \text{ m}^3/\text{s}$  gesteld.

Voor de temperatuur van de Maas te Eijsden ( $T_{\text{Eijsden}}$ ) worden twee mogelijkheden genomen: 20 en  $25 \text{ }^\circ\text{C}$ ; voor de surplus-temperatuur te Eijsden drie mogelijkheden: 2, 5 en  $8 \text{ }^\circ\text{C}$ ; dat geeft zes mogelijkheden voor de natuurlijke watertemperatuur ( $T_{\text{natuur}}$ ) en dus ook zes mogelijkheden voor  $\text{surT}_{\text{DSM}} (= T_{\text{DSM}} - T_{\text{natuur}})$ , zie tabel B3.1.

Bij minimale Maasafvoer is de verblijftijd van het water tussen Eijsden en het lozingspunt van DSM maximaal en daarmee ook de gelegenheid voor warmteafgifte, zodat  $\text{surT}_{\text{Maas voor}}$  minimaal zal zijn; gekozen is  $2 \text{ }^\circ\text{C}$ .

Tabel B3.1 laat zien dat de variatie van  $\text{surT}_{\text{Eijsden}}$  tussen 2 en  $8 \text{ }^\circ\text{C}$  in het berekende effect van DSM een variatie geeft van maximaal  $\pm 0,3 \text{ }^\circ\text{C}$ .

**Tabel B3.1** Invoer en uitkomsten van proefberekeningen van  $\Delta T_{\text{DSM}}$  volgens vergelijking 3. Alle waarden in  $^\circ\text{C}$ .

$T_{\text{Eijsden}}$ (gekozen) a	$\text{surT}_{\text{Eijsden}}$ (gekozen) b	$T_{\text{natuur}}$ (a-b) c	$\text{surT}_{\text{DSM}}$ ( $30 \text{ }^\circ\text{C} - c$ ) d	$\text{surT}_{\text{Maas na}}$ (verg. 3) e	$\Delta T_{\text{DSM}}$ (e - $2^\circ\text{C}$ )
25	8	17	13	3,00	1,00
25	5	20	10	2,73	0,73
25	2	23	7	2,45	0,45
20	8	12	18	3,45	1,45
20	5	15	15	3,18	1,18
20	2	18	12	2,91	0,91

constanten:

$$\begin{aligned} Q_{\text{Maas voor}} &= 10 \text{ m}^3/\text{s} \\ \text{surT}_{\text{Maas voor}} &= 2 \text{ }^\circ\text{C} \\ Q_{\text{DSM}} &= 1 \text{ m}^3/\text{s} \\ T_{\text{DSM}} &= 30 \text{ }^\circ\text{C} \end{aligned}$$

