



Drinkwaterfunctie Markermeer en verzilting IJsselmeergebied

BTO 2009.041(s)
September 2009



KWR

Watercycle Research Institute



Watercycle Research Institute

Drinkwaterfunctie Markermeer en verzilting IJsselmeergebied

BTO 2009.041(s)
September 2009

© 2009 KWR

Alle rechten voorbehouden.

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen, of enig andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever.

Colofon

Titel

Drinkwaterfunctie Markermeer en verzilting IJsselmeergebied

Projectnummer

30.7566.040, S306725

Projectmanager

Dr. G.v.d. Berg

Opdrachtgever

Delft Cluster, Rijkswaterstaat Waterdienst, College van Opdrachtgevers BTO

Kwaliteitsborger

Dr. G.J. Zwolsman

Auteur

Drs. M. Bonte

Verzonden aan

Dr. Ir. Gerard van Meurs (Delft Cluster), Jos Dekker (PWN), Dr. Ir. Jan Peter v.d. Hoek (Waternet), Drs. Leonie Bolwidt (Rijkswaterstaat, Waterdienst), Dr Peter Stoks (RIWA Rijn)

Dit rapport is niet openbaar en slechts verstrekt aan de opdrachtgevers van het Contractonderzoekproject. Eventuele verspreiding daarbuiten vindt alleen plaats door de opdrachtgever zelf.

Samenvatting

Het Markermeer is meer 'climate proof' dan het IJsselmeer en heeft onder het huidige waterbeheer minder last van verzilting als gevolg van klimaatverandering, zeespiegelstijging en veranderende hydrologie van de Rijn dan het IJsselmeer. Dit blijkt uit een modelstudie waarbij water en chloride dynamisch in de tijd zijn gesimuleerd. Herinrichtingsmaatregelen die gepland staan voor het Markermeer (zoals het aanleggen van een oermoeras of een slibput) hebben vrijwel geen effect op de chlorideconcentratie. Opvallend resultaat is dat het mee laten stijgen van het IJsselmeerpeil met de Waddenzee een positief effect heeft op de chlorideconcentratie in het IJsselmeer. De op korte termijn geplande omzetting van het bemalingsregime in zuidelijk Flevoland veroorzaakt een stijging van het chloridegehalte van maximaal 80 mg/l (tot boven 200 mg/l) in het Markermeer en maakt het water uit het Markermeer ongeschikt als grondstof voor drinkwater. Dit is gezien de kwetsbaarheid van het IJsselmeer voor toekomstige verzilting een ongewenste ontwikkeling.

Achtergrond

De ecologische kwaliteit van het IJsselmeergebied en in het bijzonder die van het Markermeer, gaat de laatste jaren gestaag achteruit: Het Markermeerwater is van slechte kwaliteit door mobiel en nutriëntrijk slib. Het IJsselmeer is weliswaar helderder maar kampt met eutrofiëring. Het Delft Cluster project "Wetlands in het IJsselmeer" verkent geïntegreerde oplossingen voor de geschetste problematiek. De oplossingen worden gezocht in een grootschalige herinrichting van het gebied. De focus ligt hierbij op het Markermeer, waar de ecologische problemen het grootst en meest urgent zijn. Dit rapport is het resultaat van Work Package WP48 en gaat in op de drinkwaterfunctie en verzilting van primair het Markermeer waarbij tevens wordt gekeken naar het IJsselmeer.

Het Markermeer wordt in tegenstelling tot het IJsselmeer momenteel niet als bron voor drinkwater gebruikt. De 5^e Nota Ruimte kent echter wel een strategische reservering voor het Markermeer als bron van drinkwater. Naast de drinkwaterfunctie, vervullen zowel het Markermeer als IJsselmeer in de huidige situatie een belangrijke functie als zoetwaterbron voor de landbouw. Een belangrijk proces hierbij is verzilting van het oppervlaktewater. Chloride is een stof die lastig te verwijderen is bij zuivering voor drinkwatervoorziening en kan tot zoutschade leiden bij agrarisch gebruik. Tijdens de droge zomer en herfst in 2003 piekte het chloridegehalte van het IJsselmeerwater bij Andijk rond de 180 mg/L, wat boven de norm ligt voor drinkwaterbereiding. Het Markermeer is door haar geïsoleerde ligging veel minder gevoelig voor korte pieken in zoutgehalte en zou wel eens geschikter kunnen zijn voor drinkwatervoorziening dan het IJsselmeer. Het is de vraag in hoeverre door klimaatverandering dergelijke droge zomers de norm worden en wat voor gevolgen dit heeft voor de zoetwatervoorziening van het Markermeer en IJsselmeer.

Doel

De centrale vraag van dit onderzoek is wat de effecten zijn van grootschalige herinrichting en ontwikkelingen als klimaatverandering en veranderend peilbeheer op de waterkwaliteit van het Markermeer. Om dit te onderzoeken zijn de volgende punten beoordeeld:

1. De geschiktheid van het Markermeer als drinkwaterbron in de huidige situatie;
2. De mogelijke verzilting van het IJsselmeergebied als gevolg van i) klimaatverandering, ii) zeespiegelstijging, iii) veranderende afvoer van de Rijn en iv) sanering van de zoutlozingen in het stroomgebied van de Rijn;
3. De mogelijke verzilting van het IJsselmeergebied als gevolg van veranderingen in beheer en/of grootschalige herinrichting.

Huidige situatie Markermeer

Uit een analyse van de monitoringsdata uit de DONAR database van Rijkswaterstaat en monitoringsdata van RIWA Rijn volgt dat macroïonen als chloride, natrium en sulfaat in de huidige situatie geen bezwaar vormen om water uit het Markermeer te gebruiken als grondstof voor drinkwater. Problematisch voor het Markermeer is de concentratie zwevend stof die vrijwel ieder jaar boven de BKMO norm ligt. Mogelijk dat de helderheid in de Gouwee hoger is door de aanwezigheid van kranswieren.

Voor complexvormers, farmaceutische middelen en ETBE wordt verwacht dat ze in de toekomst in toenemende mate een probleem zullen vormen. Monitoringsdata om de huidige situatie vast te leggen ontbreken. In zijn algemeenheid kan gesteld worden dat de lange verblijftijd van water in het Markermeer ervoor zorgt dat stoffen die zich in piekconcentraties manifesteren sterk verdund worden. Door de geïsoleerde ligging van het Markermeer kan met gericht waterbeheer tevens worden gezorgd dat piekconcentraties van bepaalde stoffen (bijvoorbeeld bij calamiteiten op de Rijn) het Markermeer niet bereiken. Voor stoffen die geleidelijk of diffuus worden geloosd werkt de hoge verblijftijd juist nadelig op de waterkwaliteit in het Markermeer.

Bouw en kalibratie van een water en chloridemodel

Om de toekomstige verzilting van het Markermeer en IJsselmeer te kunnen simuleren hebben we een bakjesmodel gebouwd om de water en chloridebalans dynamisch in de tijd voor de periode 1997-2007 te simuleren. Tijdens de modelbouw zijn drie modelconcepten met toenemende complexiteit gebouwd en geïjkt. De belangrijkste punten van het modelconcept dat de gemeten chloridereeksen het beste simuleert zijn (zie Fig. S-1):

- Het Markermeer en Gooi- en Eemmeer worden beide gemodelleerd met één instantaan mengend bakje.
- Het IJsselmeer wordt gemodelleerd met een cascade van bakjes (een zogenaamde 'flow tube') en een dispersieterm.
- De invoerdata van het model bestaan uit gemeten flux en concentratiedata van de belangrijkste inposten zoals neerslag, verdamping, gemalen, de rivieren IJssel en Eem, de spuihoeveelheden over de Houtribdijk en peildata;
- Het model is geïjkt door het verschil tussen gemeten en berekende chlorideconcentraties te minimaliseren voor de meetpunten Andijk in het IJsselmeer en het Zwaartepunt Markermeer. Hierbij zijn de panfactor voor open water verdamping, het aantal bakjes in het IJsselmeer en de dispersiecoëfficiënt stapsgewijs gevarieerd. De beste fit is verkregen met een panfactor van 1,175; 22 bakjes en een dispersiecoëfficiënt van 2,6 km²/dag.

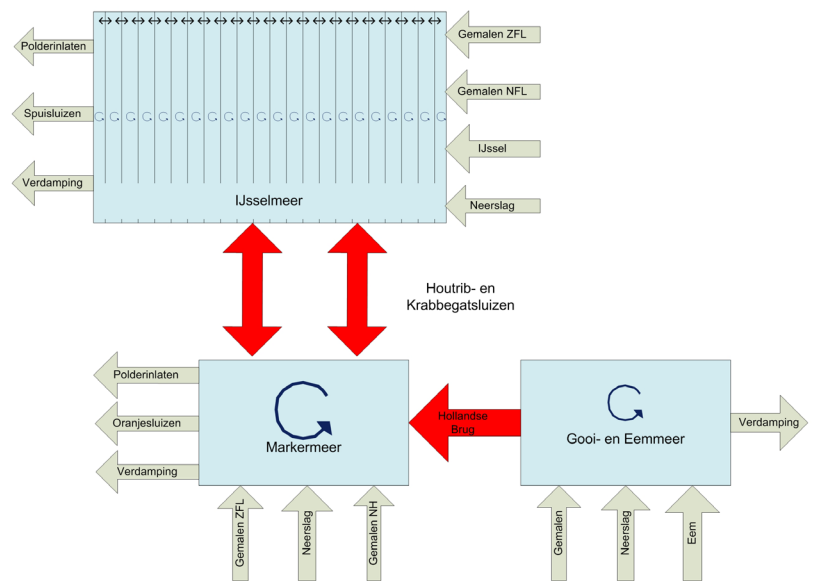


Fig. S-1 Schematisch overzicht bakjesmodel IJsselmeergebied.

Om inzicht te krijgen in de werking van verziltingsprocessen in het IJsselmeergebied is de oorsprong van de chlorideconcentratie bij Andijk en het zwaartepunt van het Markermeer met het model berekend (Fig. S-2). Uit deze analyse blijkt de IJssel maatgevend te zijn voor zowel het IJsselmeer als Markermeer. In de droge zomer en herfst van 2003, draagt de Waddenzee via zout water indringing door schutverliezen en dijke kwel over de Afsluitdijk circa 50 mg/L bij aan het chloridegehalte bij Andijk. Door deze bijdrage komt het chloridegehalte boven de norm uit het Waterleidingbesluit van 150 mg/L. Voor zowel het Markermeer als IJsselmeer is de Flevopolder een belangrijke bron van chloride. Voor het Markermeer draagt Flevoland tussen de 20 en 30 mg/L bij, voor het IJsselmeer ligt dit tussen de 5 en 10 mg/L.

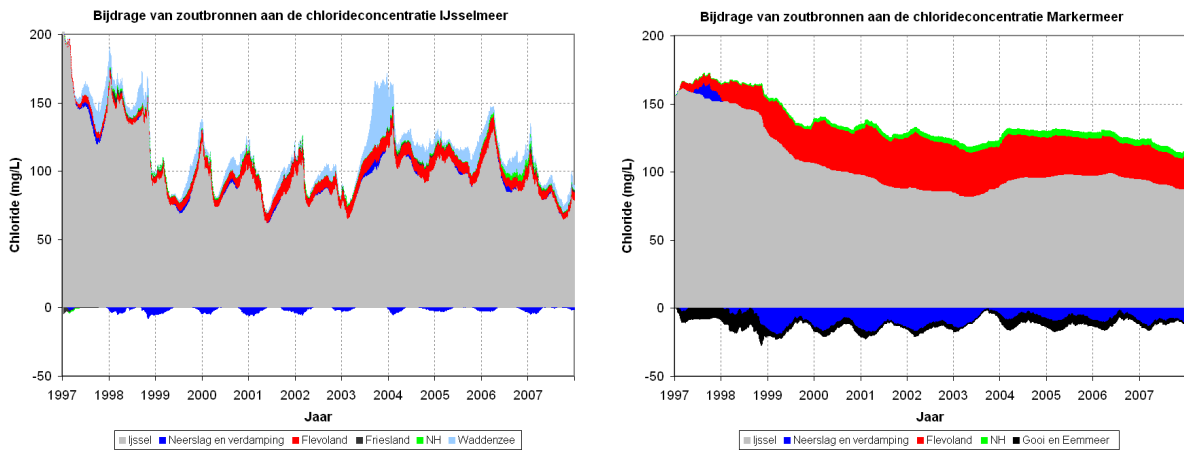


Fig. S-2 Bijdrage van verschillende bronnen van water en zout aan de berekende chlorideconcentratie in het IJsselmeer (bij Andijk) en Markermeer (Zwaartepunt).

Autonome ontwikkeling van verzilting in het Markermeer en IJsselmeer

Het bakjesmodel is toegepast om de verzilting van het IJsselmeergebied te simuleren in 2050 onder de KNMI scenario's G en W+ waarbij de zoutvracht in het Rijnstroomgebied gelijk blijft aan de huidige situatie (gemiddelde vracht in de periode 2007-2008). Hiervoor zijn invoerreeksen voor de periode 1997-2007 getransformeerd naar 2050 volgens de twee klimaatscenario's. Het resultaat van deze berekeningen is weergegeven in Fig S-3.

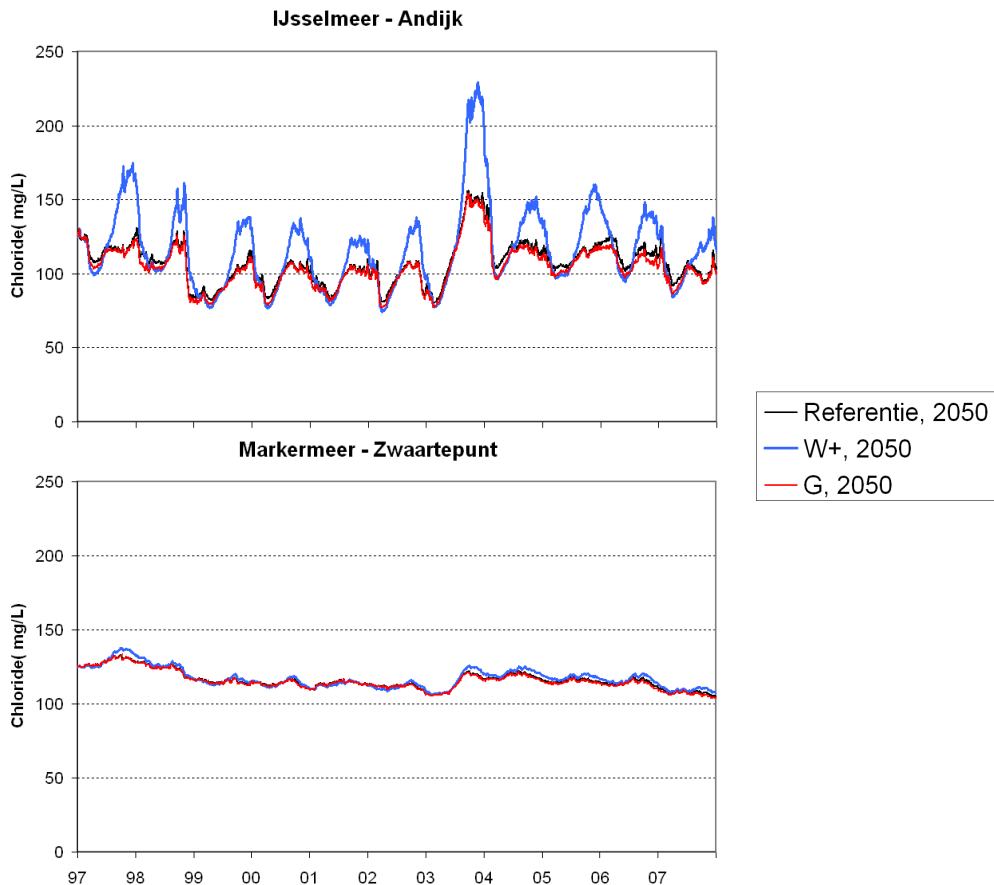


Fig. S-3 Berekende chlorideconcentraties in het Markermeer (zwaartepunt) en IJsselmeer (bij Andijk) waarbij de periode 1997-2007 is getransformeerd naar het doorzichtjaar 2050 volgens de KNMI scenario's G en W+ met een zoutvracht in het Rijnstroomgebied volgens de huidige situatie.

Uit de berekeningen blijkt dat het IJsselmeergebied bij KNMI scenario G niet verder aan verzilting onderhevig is dan momenteel het geval is. Bij KNMI scenario W+ neemt het chloridegehalte toe met maximaal 80 mg/L in het IJsselmeer en 6 mg/L in het Markermeer. De berekeningen laten zien dat in 5 van de 11 gesimuleerde jaren, de chlorideconcentratie bij Andijk boven de norm uit het Waterleidingbesluit van 150 mg/L komt. Uit een analyse van de herkomst van de verzilting in het IJsselmeer blijken een lage afvoer op de Rijn en intrusie van zout water via de Afsluitdijk (schutverliezen en dijkse kwel) de belangrijkste oorzaken te zijn. Klimaatverandering heeft op verschillende manieren een negatief effect op deze verzilting:

1. door lagere afvoer in de Rijn wordt de zoutvracht minder verdund en stijgt de chlorideconcentratie;
2. door lagere afvoer in de Rijn nemen de doorstroming en spuidebiet van het IJsselmeer af en dringt zout water bij de Afsluitdijk verder het IJsselmeer in;
3. door zeespiegelstijging nemen de hoeveelheid zoute kwel en schutverliezen bij de Afsluitdijk toe.

In het Markermeer blijken veranderingen in neerslag en verdamping en uitslagen van de omliggende polders belangrijk. Maar de veranderingen hierin zijn te klein om een verandering van de verzilting van betekenis te veroorzaken. Het is opvallend dat in de klimaatscenario's de stijgende chlorideconcentratie in het IJsselmeer geen doorwerking heeft in het Markermeer. Dit komt door het huidige spuiregime bij de Houtribdijk.

Effecten van herinrichting en veranderingen in waterbeheer

De slechte waterkwaliteit van het Markermeer en de vraag naar ruimte tussen Amsterdam en Almere zijn aanleiding geweest om plannen te maken en projecten op te starten in het IJsselmeergebied. Voorbeelden zijn: de Toekomstagenda Markermeer IJmeer, de Natuurfabriek voor het Marker- en IJmeer, Natuurlijk(er) Markermeer-IJmeer, het advies van de Deltacommissie en uiteraard het project dat het kader vormt voor dit rapport: Wetlands IJsselmeergebied. Op basis van de genoemde projecten zijn vijf inrichtings en/of beheersvarianten doorgerekend met het model onder klimaatscenario W+ met als zichtjaar 2050: 2) het oermoeras in het Markermeer, 2) een slibvangput in het Markermeer, 3) vernatting van Noord Holland & Flevoland, 4) een peilstijging IJsselmeer, en 5) het omzetten van de bemaling in Zuidelijk Flevoland. De resultaten van de berekeningen zijn weergegeven in Fig. S-4.

De aanleg van de slibput en vernatting van omliggende polders hebben geen significante invloed op de chlorideconcentratie in het IJsselmeer en Markermeer. De aanleg van een oermoeras in het Markermeer leidt tot een maximale toename van het chloridegehalte van circa 15 mg/l die na 8 jaar is weggeëbd. De peilstijging in het IJsselmeer leidt tot een verlaging van het chloridegehalte, tot maximaal 35 mg/L bij Andijk. In de meeste jaren ligt de verlaging in de grootteorde van 5 tot 15 mg/l. Deze afname is het gevolg van de afnemende zoutvracht over de Afsluitdijk. Deze afname in zoutvracht heeft een groter effect op de concentratie bij Andijk dan de toenemende zoutvracht in de omliggende polders.

Het Waterschap Zuiderzeeland renoveert momenteel het gemaal Blocq van Kuffeler om de bemaling van zuidelijk Flevoland te veranderen. In de toekomst zal minder water worden geloosd op het Ketelmeer en meer op het Markermeer. Hiermee wil het waterschap zorgen dat de poldersloten voldoen aan de waterkwaliteitsdoelstellingen (bijvoorbeeld de Kaderrichtlijn Water). Het omzetten van het bemalingsregime van Zuiderzeeland leidt tot een stijging van het chloridegehalte tussen 45 en 80 mg/L in het Markermeer (bij het huidige spuiregime over de Houtribdijk). In het IJsselmeer is in de zomer een lichte daling te zien (<5 mg/L) en in het najaar een iets grotere stijging (tot 10 mg/L). Dit is opmerkelijk omdat de directe zoutvracht op het IJsselmeer juist afneemt. De schijnbare tegenstelling wordt veroorzaakt door het spuiregime over de Houtribdijk. In de herfst wordt water vanuit het Markermeer naar het IJsselmeer gespuid. Juist in de herfst is in de huidige situatie de chlorideconcentratie in het IJsselmeer op z'n hoogst als gevolg van de lage Rijnafoer. De instroom vanuit het Markermeer zorgt dan voor een verzoeting van het IJsselmeer. Als de chlorideconcentratie in het Markermeer toeneemt is het verzoetend effect minder groot. In het voorjaar en zomer is de afvoer in de Rijn relatief hoog en de verblijftijd in het IJsselmeer laag. Hierdoor heeft de reductie van de zoutvracht van gemaal Colijn op het IJsselmeer een beperkt effect. Bij deze variant wordt het Markermeer ongeschikt als grondstof voor drinkwaterbereiding (tenzij ontzilting wordt toegepast).

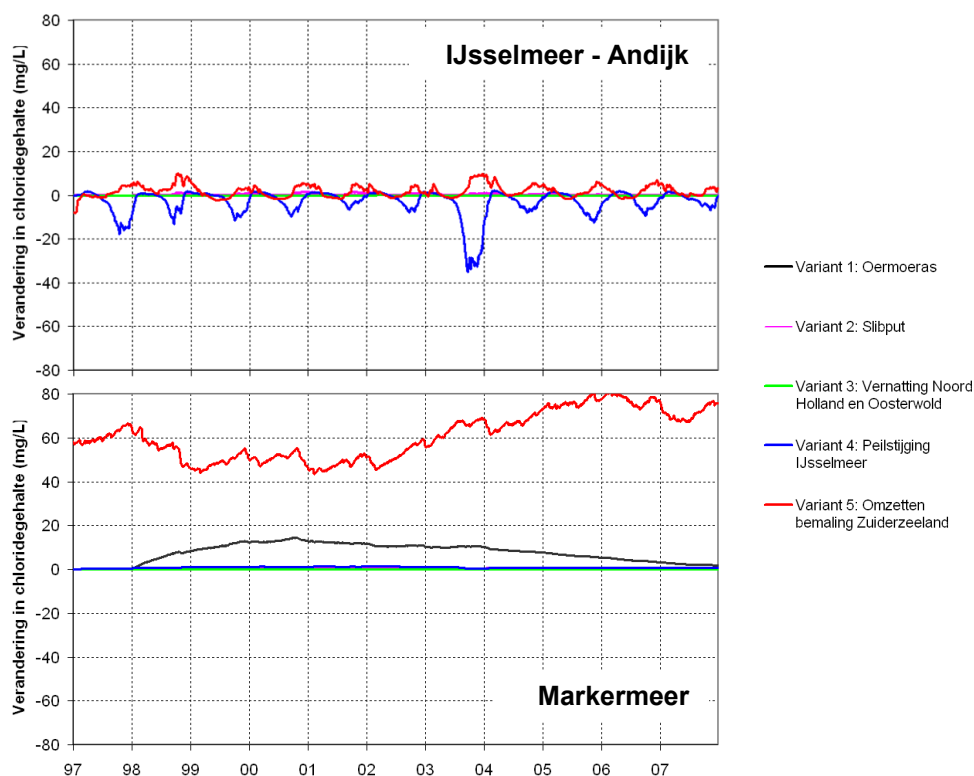


Fig. S-4 Berekende verandering in chloridegehalte onder verschillende inrichtings- en waterbeheersvarianten. Effecten zijn weergegeven ten opzichte van berekende chloridegehalten voor 2050 volgens W+.

Algemene conclusies

De conclusie uit dit onderzoek is dat klimaatverandering, een stijgende zeespiegel en een veranderende afvoerdynamiek van de Rijn onder zowel het G als W+ scenario vrijwel geen invloed hebben op de verzilting van het Markermeer onder het huidige waterbeheer. Het IJsselmeer is onder het W+ scenario wel onderhevig aan toenemende verzilting: de berekeningen tonen aan dat in 2050 in circa de helft van de jaren de chlorideconcentratie bij Andijk boven de norm uit het Waterleidingbesluit komt. De belangrijkste verziltingsprocessen die hierbij een rol spelen zijn hoge chlorideconcentraties in het Rijnwater tijdens lage rivierafvoeren en indringing van zout water over de Afsluitdijk. Het Markermeer is dus meer 'climate proof' dan het IJsselmeer. Cruciaal hierbij is hoe de zoutbelasting in het Rijnstroomgebied zich de komende decennia zal ontwikkelen. In onze berekeningen zijn we uitgegaan van een 'stand still' situatie ten opzichte van de huidige situatie (2007-2008).

De beoogde herinrichtingsplannen van het Markermeer, zoals het oermoeras, de slibput, vernatting van Noord Holland hebben geen blijvend effect op de verzilting van het Markermeer of IJsselmeer. Het mee laten stijgen van het IJsselmeerpeil heeft een positief effect doordat de zoute kwel over de Afsluitdijk niet toeneemt. Uit de modelleringen volgt dat de meest ingrijpende maatregel de geplande omzetting van de bemaling in Flevoland is: hierdoor stijgt de chlorideconcentratie in het Markermeer tussen 45 en 80 mg/L.

Aanbevelingen

Een verrassende conclusie uit dit onderzoek is dat bij lage afvoer in de Rijn, dijkse kwel en schutverliezen over de Afsluitdijk een grote invloed hebben op de chlorideconcentratie bij Andijk. Deze invloed is als een diffusie-term meegenomen in het model maar verdient gezien het belang nader onderzoek. Het model zou duidelijk in betrouwbaarheid verbeteren als de relatieve bijdragen van zout van verschillende posten uit meetdata te herleiden zijn. Het belang van zout water intrusie over de Afsluitdijk kan nader onderzocht worden door geleidbaarheidsdiepte-profielen te meten in een raai loodrecht op de Afsluitdijk in periode met lage afvoer. Een andere optie is om bij het waterinlaatpunt bij Andijk de waterkwaliteit nader te onderzoeken. De moleculaire verhouding Na/Cl of Br/Cl verschilt sterk afhankelijk van de bron van het zout en kan gebruikt worden om de herkomst van het zout te bepalen.

Inhoud

| | | |
|----------|--|-----------|
| 1 | Inleiding | 9 |
| 1.1 | Achtergrond | 9 |
| 1.2 | Doel | 10 |
| 1.3 | Leeswijzer | 10 |
| 2 | Watersysteem Markermeer | 11 |
| 2.1 | Gebiedsomschrijving | 11 |
| 2.2 | Waterbeheer | 11 |
| 2.3 | Waterkwaliteit | 13 |
| 3 | Bouw en ijking chloridemodel | 17 |
| 3.1 | Achtergrond | 17 |
| 3.2 | Modelbouw | 17 |
| 3.2.1 | Modelconcept | 17 |
| 3.2.2 | Numerieke implementatie | 18 |
| 3.3 | Invoergegevens | 20 |
| 3.4 | Kalibratie | 22 |
| 3.5 | Discussie en conclusie modelbouw | 26 |
| 3.5.1 | Validatie modelconcept | 26 |
| 3.5.2 | Vergelijking panfactor met literatuurwaarden | 28 |
| 3.5.3 | Vergelijking dispersiecoëfficiënt met literatuurwaarden | 28 |
| 3.5.4 | Herkomst chloride IJsselmeer en Markermeer | 29 |
| 4 | Autonome ontwikkeling | 31 |
| 4.1 | Inleiding en uitgangspunten | 31 |
| 4.2 | Veranderende randvoorwaarden | 31 |
| 4.2.1 | Neerslag en verdamping | 32 |
| 4.2.2 | Afvoer en zoutvracht van de Rijn | 32 |
| 4.2.3 | Zeespiegelstijging | 36 |
| 4.2.4 | Interne verzilting | 36 |
| 4.3 | Effecten op waterkwaliteit Markermeer en IJsselmeer | 37 |
| 5 | Effecten herinrichting en veranderend waterbeheer | 41 |
| 5.1 | Inleiding | 41 |
| 5.2 | Uitgangspunten | 41 |
| 5.2.1 | Variant 1: Oermoeras Markermeer | 41 |
| 5.2.2 | Variant 2: Slibvangput Markermeer | 42 |
| 5.2.3 | Variant 3: Vernatting Noord-Holland en Oosterwold | 42 |
| 5.2.4 | Variant 4: Peilverhoging IJsselmeer | 43 |
| 5.2.5 | Variant 5: Omzetten bemalingsregime Zuiderzeeland | 43 |
| 5.3 | Resultaten | 44 |

| | | |
|----------|---------------------------------------|-----------|
| 6 | Conclusies & aanbevelingen | 45 |
| 7 | Referenties | 47 |

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

De ecologische kwaliteit van het IJsselmeergebied en in het bijzonder die van het Markermeer, gaat de laatste jaren gestaag achteruit: Het Markermeerwater is van slechte kwaliteit door mobiel en nutriëntrijk slib. Het IJsselmeer is weliswaar helderder maar kampt met eutrofiëring. Daarnaast is de ruimtelijke druk in het IJsselmeergebied groot. In Waterland, Almere en de Gooi- en Vechtstreek bedreigen woningbouw en infrastructurele projecten kwetsbare natuurwaarden.

Het Delft Cluster project "Wetlands in het IJsselmeer" verkent geïntegreerde oplossingen voor de geschetste problematiek. De oplossingen worden gezocht in een grootschalige herinrichting van het gebied. Gedacht wordt aan een combinatie van eilanden, ondieptes, zachte oevers en verdiepingen. De focus ligt op het Markermeer, waar de ecologische problemen het grootst en meest urgent zijn. Voorwaarden voor herinrichting zijn een verbetering van de ecologische kwaliteit, het voldoen aan veiligheidsnormen, inpassing van recreatie en ruimtelijke ordening en het garanderen van de bestaande drinkwater- en landbouwwater functies.

Fasering en werkpakketten

Het "Wetlands in het IJsselmeer" project van Delft Cluster is verdeeld in twee fasen: 1) een haalbaarheidsonderzoek Wetlands in het IJsselmeer dat de kansen en bedreigingen bij herinrichting globaal in beeld bracht, en 2) een vervolgstudie waarin een aantal specifieke thema's verder wordt uitgewerkt. De thema's zijn verdeeld in zes werkpakketten:

- WP 43 Oeverstabiliteit bij verdieping waterbodems;
- WP 44 Helder water: dwarrelend slib: slibvangen en voorkomen van vertroebeling;
- WP 45 Schoon water: milieueffect van ingrepen onder water in wetlands;
- WP 46 Biotools inzetten bij het beheersen van processen in het oppervlaktewater;
- WP 47 Afstemming van Veiligheid en natuurontwikkeling; en
- WP 48 Wetlands in het IJsselmeer: Drinkwater / Verzilting.

Dit rapport is een deelresultaat van WP48 en gaat in op de drinkwaterfunctie en verzilting van het Markermeer. Flankerend aan dit onderzoek, wordt binnen ditzelfde werkpakket door Deltares een onderzoek uitgevoerd naar de verzilting van het grondwatersysteem van het IJsselmeergebied.

(Drink)watervoorziening en verzilting

Het Markermeer wordt momenteel niet als bron voor drinkwaterbereiding gebruikt. De 5^e Nota Ruimte kent echter wel een strategische reservering voor het Markermeer als bron van drinkwater. Deze reservering staat wel onder druk, zo geeft de provincie Flevoland in haar omgevingsplan 2006 aan dat de reservering wat haar betreft niet nodig is.

Naast de drinkwaterfunctie, vervullen zowel het Markermeer als IJsselmeer in de huidige situatie een belangrijke functie als zoetwaterbron voor de landbouw. Of dit in de toekomst zo zal blijven is de vraag. De commissie Veerman beveelt in haar advies "Samen werken met water" aan om het peil in het IJsselmeer te verhogen met maximaal 1,5 m in 2100 zodat het IJsselmeer de zoetwaterfunctie kan blijven vervullen en onder vrij verval op de Waddenzee gespuid kan worden. Voor het Markermeer wordt aanbevolen dat het peil moet blijven zoals het nu is zodat duidelijkheid wordt gegeven voor toekomstige stedelijke ontwikkelingen.

In hoeverre het IJsselmeer en Markermeer de functie van zoetwatervoorziening kunnen blijven vervullen is mede afhankelijk van de ontwikkeling van de waterkwaliteit. Een belangrijke parameter hierin is de verzilting. Chloride is een stof die lastig te verwijderen is bij zuivering voor drinkwatervoorziening en kan tot zoutschade leiden bij agrarisch gebruik. Tijdens de droge zomer en herfst in 2003 piekte het chloridegehalte van het IJsselmeerwater bij Andijk rond de 180 mg/L, wat boven de normen ligt voor drinkwaterbereiding (Waterleidingbesluit: 150 mg/L) en de zouttolerantie van gevoelige gewassen. Het

Markermeer is door haar geïsoleerde ligging veel minder gevoelig voor korte pieken in zoutgehalte en zou wel eens geschikter kunnen zijn voor drinkwatervoorziening dan het IJsselmeer. Het is de vraag in hoeverre door klimaatverandering dergelijke droge zomers de norm worden en wat voor gevolgen dit heeft voor de zoetwatervoorziening van het Markermeer en IJsselmeer. Dit vormt één van de hoofdvragen in dit onderzoek.

1.2 Doel

De centrale vraag van dit onderzoek is wat de effecten zijn van grootschalige herinrichting en ontwikkelingen als klimaatverandering en veranderend peilbeheer op de waterkwaliteit van het Markermeer. Om dit te onderzoeken zijn de volgende punten beoordeeld:

1. De geschiktheid van het Markermeer als drinkwaterbron in de huidige situatie;
2. De mogelijke verzilting van het IJsselmeergebied als gevolg van veranderingen in klimaat en in afvoer van de Rijn en de saneringen van de zoutlozingen door de kali-industrie in het stroomgebied van de Rijn;
3. De mogelijke verzilting van het IJsselmeergebied als gevolg van veranderingen in beheer en/of grootschalige herinrichting.

Bij punt 1) wordt gekeken naar de waterkwaliteit van het Markermeer in brede zin en worden de relevante stoffen getoetst aan het Waterleidingsbesluit. Bij punten 2) en 3) wordt ingezoomd op verzoeting en verzilting en specifiek gekeken naar chloride. Opgemerkt wordt dat de verzilting en/of verzoeting van het Markermeer voor een groot deel wordt bepaald door de situatie in het IJsselmeer en de Rijn. De analyse die is uitgevoerd om punten 2) en 3) te beoordelen is daarom uitgevoerd voor het gehele IJsselmeergebied. De resultaten zijn dus breder toepasbaar dan de drinkwaterfunctie van het Markermeer.

Wijziging onderzoek ten opzichte van oorspronkelijke scope

In het oorspronkelijke plan van aanpak was een kosten-baten analyse (KBA) opgenomen om het gebruik van het Markermeer als bron voor drinkwater af te wegen tegen de huidige bron voor Waternet: het Lekkanaal. In overleg met Waternet is besloten om de KBA in dit onderzoek niet uit te voeren en in meer detail naar verzilting van het Markermeer te kijken. De reden hiervoor is dat Waternet in 2009 is begonnen met een onderzoek waarin verschillende bronnen zoals brak grondwater, RWZI effluent en oppervlaktewater, tegen elkaar worden afgewogen.

Een bijkomende reden om in meer detail naar de verzilting van het Markermeer te kijken is het voornemen van Waterschap Zuiderzeeland om het bemalingsregime van zuidelijk Flevoland aan te passen. Hierdoor zal meer zout water op het Markermeer worden geloosd. Om het effect specifiek hiervan en de effecten van autonome ontwikkelingen en herinrichting te beoordelen, is een dynamisch water- en chloridebakjesmodel gebouwd dat de chlorideconcentratie in het Markermeer simuleert.

1.3 Leeswijzer

In het volgende hoofdstuk wordt een beschrijving gegeven van het watersysteem van het Markermeer en wordt de kwaliteit van het Markermeerwater als bron voor drinkwatervoorziening beoordeeld. Hoofdstuk 3 beschrijft het water- en chloridemodel dat we hebben gebouwd om de effecten van veranderend beheer, herinrichting en autonome ontwikkelingen te simuleren. De effecten van autonome ontwikkelingen zoals klimaatverandering, zeespiegelstijging en veranderende afvoerhydrologie van de Rijn worden vervolgens in hoofdstuk 4 beschreven. De effecten van herinrichting en veranderingen in beheer worden in hoofdstuk 5 beschreven. De conclusies van dit onderzoek staan beschreven in hoofdstuk 6.

2 Watersysteem Markermeer

2.1 Gebiedsomschrijving

Het Markermeer ligt tussen de provincies Noord Holland en Flevoland en het IJsselmeer. Het Markermeer ligt in open verbinding met de Gouwe (bij Marken), het IJ-meer (bij Amsterdam) en het Gooi- en Eemmeer (bij Bussum). Het meer heeft een oppervlakte van circa 700 km². Het Markermeer is ontstaan in 1976, na de aanleg van de Houtribdijk tussen Enkhuizen en Lelystad. Deze dijk vormde het begin van de inpoldering van de Markerwaard die nooit is doorgezet.

Het Markermeer heeft een gemiddelde diepte van 3,9 meter (NAP - 4,2 m). Fig. 2-1 toont de bathymetrie van het Markermeer en laat zien dat het Markermeer in het oosten het diepst is. Verder zijn de vaargeul van Amsterdam naar Lelystad en de zandwinning voor IJburg goed te zien. De vaargeul wordt in de komende jaren verlengd naar het noorden. De bodem is redelijk vlak en bestaat uit klei, zavel en fijn zand. Door de geringe diepte heeft de wind vrij spel op de bodem van het Markermeer. Dit heeft tot gevolg dat neergeslagen sediment wordt opgewerveld en in suspensie komt. Hierdoor is het zwevend stof gehalte hoog en het doorzicht laag. Dit is één van de belangrijkste oorzaken van de slechte ecologische toestand van het Markermeer (Van Daal *et al.*, 2007, Molenaar, 2005 en Noordhuis, 2001).

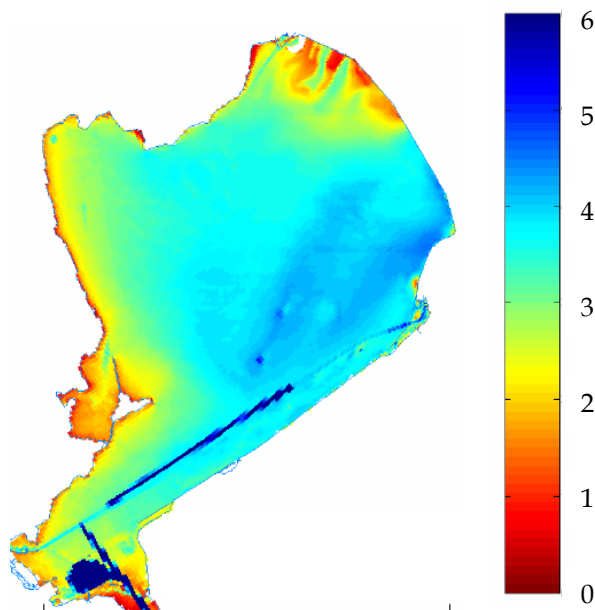


Fig. 2-1 Bathymetrie van het Markermeer. Bron: Kuiper *et al.*, 2008)

2.2 Waterbeheer

De operationele doelen van het beheer van het Markermeer zijn voor de winter een zo gunstig mogelijke afwatering van het omringende land (bijvoorbeeld de afvoer van de Eem) en in de zomer de aanleg van een zoetwatervoorraad en levering van zoetwater aan het omliggende land. Het streefpeil voor het Markermeer is hierop aangepast: NAP -0,4 m in de winter en NAP -0,2 m in de zomer.

Het Markermeer wordt gevoed door het Gooi- en Eemmeer, het IJsselmeer, neerslag en gemalen die de omliggende polders ontwateren (o.a. Flevopolder, Waterland). Afvoer vindt plaats door verdamping, via de sluisen naar het Noordzeekanaal, het IJsselmeer en waterinlaten naar de polders. Fig. 2-2 geeft de ligging van de gemalen en sluisen weer. De gemiddelde verblijftijd in het Markermeer varieerde tussen 2002 en 2004 van 15 tot 18 maanden. Deze verblijftijd is groter dan die van het IJsselmeer, welke gemiddeld 3 maanden is en kan oplopen tot 4 maanden in een droog jaar (Syncera Water, 2006).

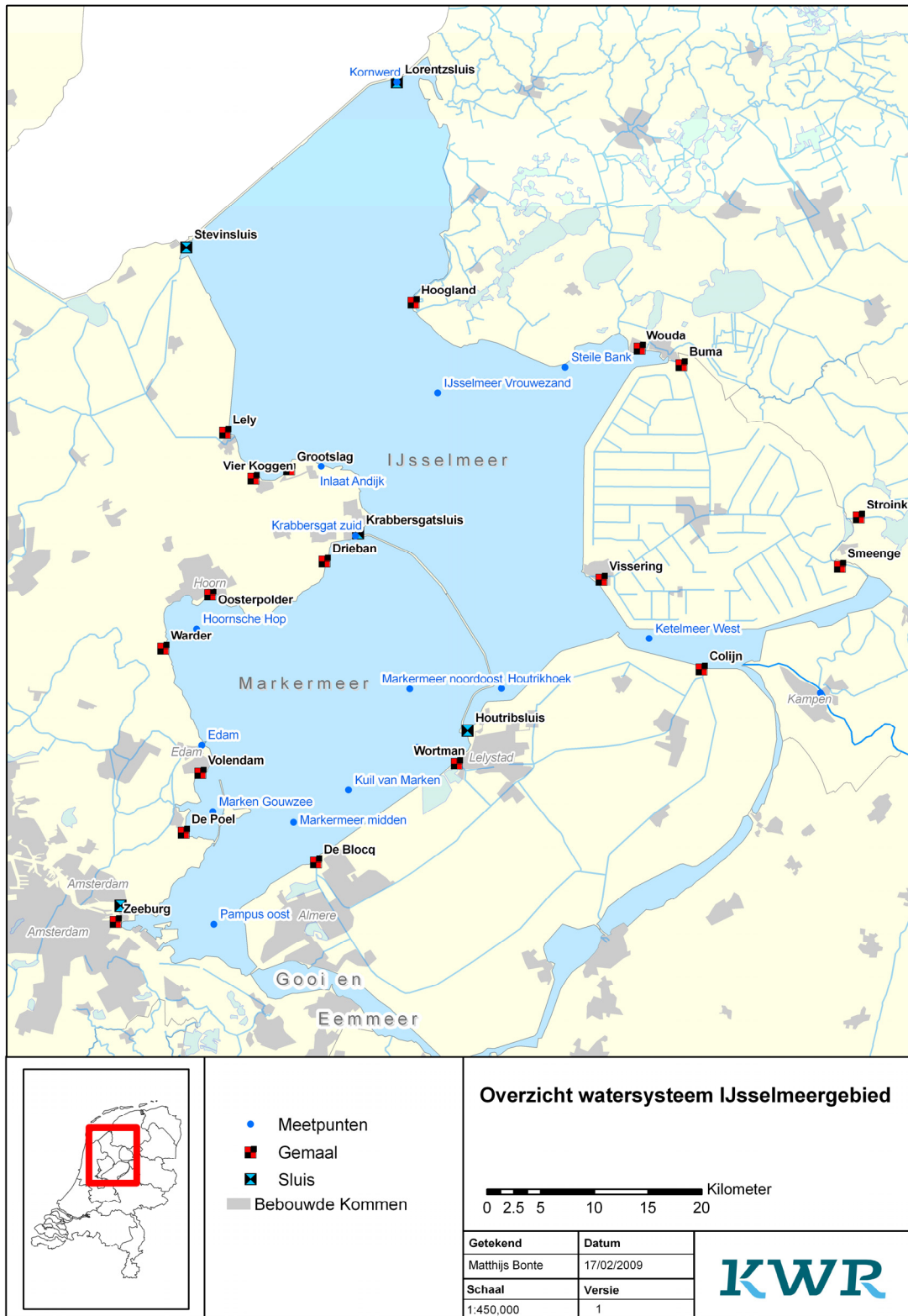


Fig. 2-2 Overzicht watersysteem IJsselmeergebied, gemalen, sluisen en meetpunten

Fig. 2-3 geeft een overzicht van de water- en chloridebalansen voor het Markermeer in 2003 en 2004. De grootste inposten van water zijn het IJsselmeer, het Gooi- en Eemmeer en neerslag. De grootste inposten van zout komen grotendeels overeen met die voor water met uitzondering van neerslag die een zeer geringe bijdrage levert en de toevoeging van de Flevopolder. Aan de chloridebalans valt op dat de in- en uitposten niet in balans zijn. Dit kan duiden op een balansfout maar kan ook het gevolg zijn van een veranderende hoeveelheid chloride in het systeem: er is dan geen stationaire situatie. Dit laatste zou dan ook moeten blijken uit gemeten chlorideconcentraties. Hier wordt in de volgende paragraaf op in gegaan.

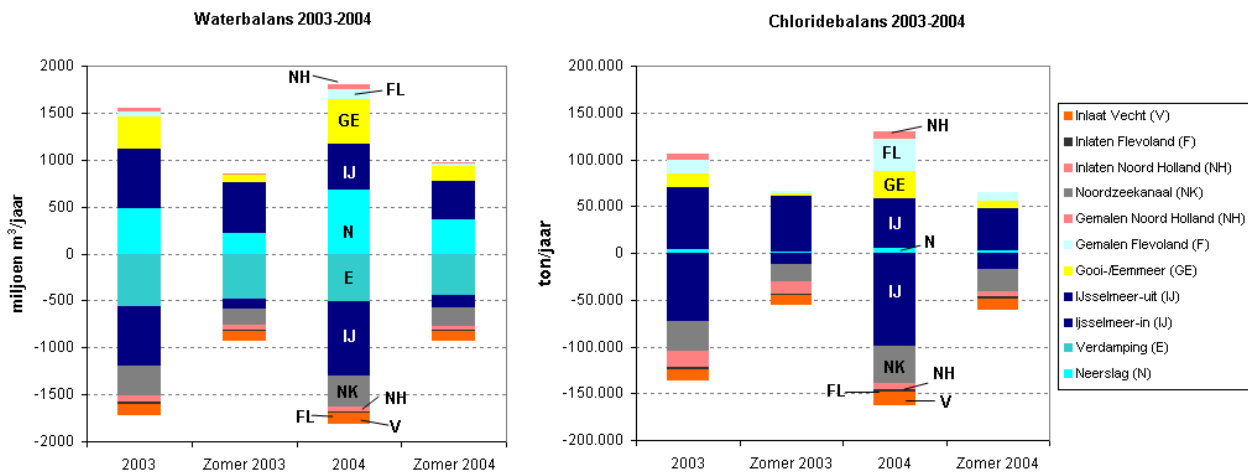


Fig. 2-3 Water en chloridebalans 2003 en 2004 Markermeer. Positieve getallen zijn de inposten, negatieve getallen zijn de uitposten (bron data: Syncera Water, 2006).

2.3 Waterkwaliteit

De waterkwaliteit van het Markermeer in relatie tot de drinkwaterfunctie is al eerder uitgebreid onderzocht (VEWIN, 1994; Van Daal *et al.*, 2007; RIWA Rijn, 2008). Deze rapporten geven aan dat chloride, natrium, sulfaat, zwevend stof, temperatuur en chlorofyl-a problematisch zijn. In Fig. 2-4 zijn meetdata van deze stoffen met de grenswaarde uit het Waterleidingbesluit weergegeven. Als het Waterleidingbesluit geen waarde bevat, is de BKMO, 1984 grenswaarde voor drinkwatergebruik opgenomen. In de tekst wordt tevens ingegaan op de recentere, en vaak strengere, "norm" gehanteerd door het Internationaal Samenwerkingsverband van Waterleidingbedrijven in het Rijnstroomgebied het IAWR (IAWR, 2008).

Chloride

Fig. 2-4 laat zien dat de chlorideconcentratie van het Markermeerwater die van het IJsselmeer gedempt en vertraagd volgt. De chlorideconcentraties in IJssel- en Markermeer dalen geleidelijk over de afgelopen decennia. De oorzaak van de daling is waarschijnlijk het Rijnzoutverdrag en een aanpassing van het bemalingsregime van Flevoland. Het Rijnzoutverdrag had tot doel zoutlozingen op het afwateringsgebied van de Rijn te beperken. Voor het IJsselmeergebied zijn toen twee belangrijke bronnen van zout aangepakt:

- De zoutlozingen van de kalimijnen in de Elzas op de Rijn, vooral tijdens lage afvoer van de Rijn, zijn sinds 1993 verminderd;
- De lozing van zout kwelwater uit de Wieringermeer op het IJsselmeer is sinds 1997 vrijwel gestopt en vindt nu op de Waddenzee plaats.

Begin jaren '90 is het bemalingsregime vanuit Flevoland aangepast. Hierdoor komt een groter deel van het zoute kwelwater uit de Flevopolder terecht in het IJsselmeer en een kleiner deel op het Markermeer. Deze aanpassing had een verlaging van het chloridegehalte van het Markermeer tot doel zodat het beter bruikbaar is voor de landbouw.

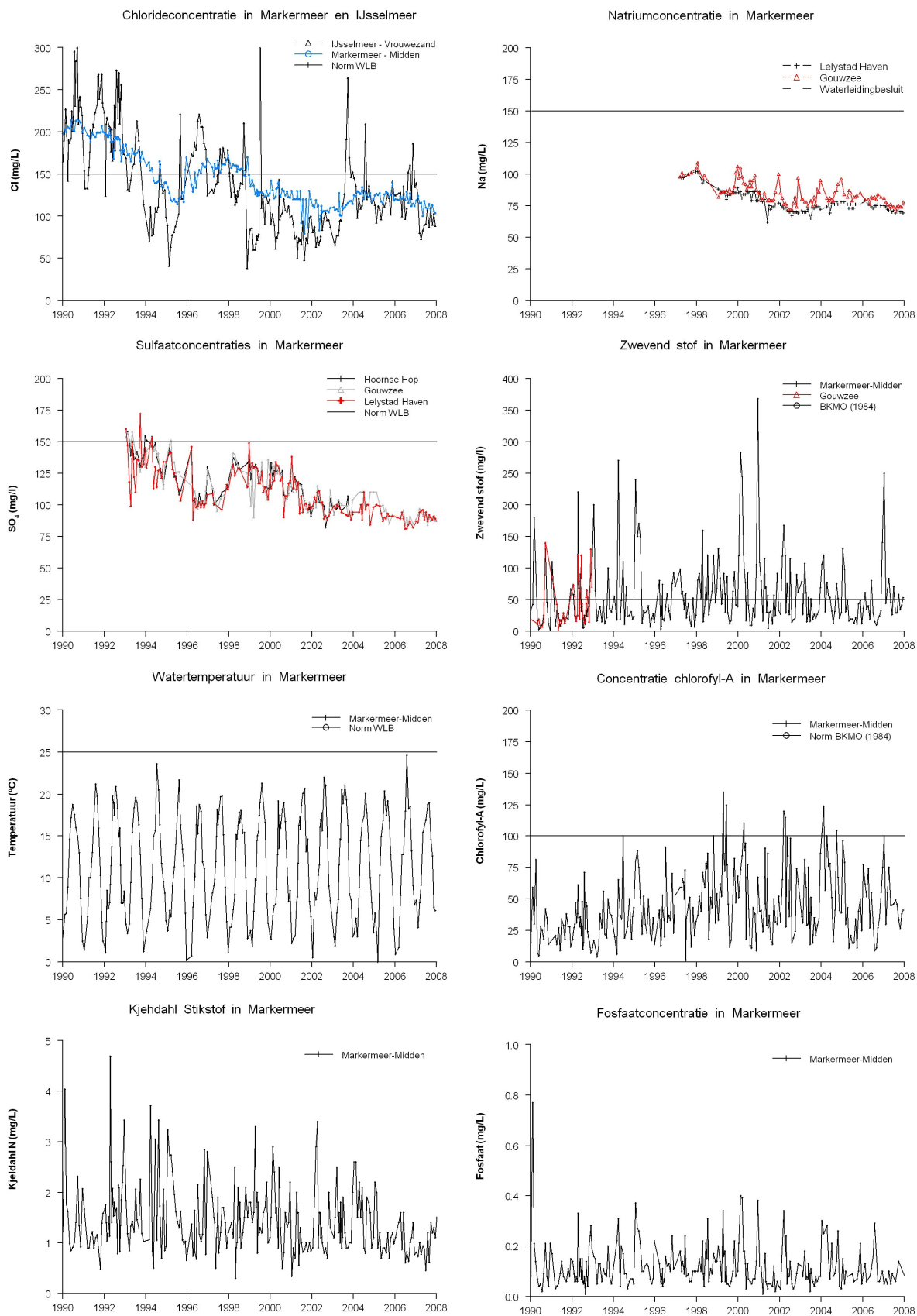


Fig. 2-4 Overzicht van de meest relevante waterkwaliteitsgegevens in het Markermeer uit DONAR.

Natrium en sulfaat

De variaties in sulfaat- en natriumconcentraties vertonen een vergelijkbaar verloop als de chlorideconcentraties. Zowel de natrium- als sulfaatconcentratie is het afgelopen decennium dalende. Beide stoffen voldoen aan de norm van het WLB (beide 150 mg/L). Voor natrium is geen IAWR norm afgeleid. De IAWR norm voor sulfaat is 100 mg/L.

Zwevend stof en chlorofyl-A

De BKMO norm voor zowel zwevend stof als chlorofyl-A heeft betrekking op het zomergemiddelde. Uit Fig. 2-4 blijkt dat zwevend stof in de zomer te hoog ligt. Chlorofyl-A concentraties liggen sporadisch boven de BKMO norm, maar het zomergemiddelde ligt onder norm. Deze twee parameters zijn indicatief voor de slechte ecologische toestand van het Markermeer. De oorzaak van het hoge zwevend stof gehalte is de kleiige slibrijke en vooral ondiepe bodem. Het slib raakt door golfwerking snel in suspensie wat een hoog zwevend stof gehalte tot gevolg heeft. De concentratie zwevend stof in de Gouwzee ligt lager dan in het Markermeer. Dit komt doordat de Gouwzee gedeeltelijk is afgedamd waardoor het in de luwte ligt en door het voorkomen van kranswieren (de Molenaar, 2005). De hoge gehalten chlorofyl-A in het Markermeer zijn vermoedelijk gerelateerd aan de hoge troebelheidsgraad. Volgens Noordhuis, 2001 en Noordhuis and Houwing, 2003 zijn de toenemende algenconcentraties het gevolg van een krimpende populatie driehoeksmosselen sinds begin jaren '90. Deze mosselen filteren algen uit het water en stabiliseren het totale algengehalte. De krimpende populatie is mogelijk het gevolg van de slibrijke waterbodem in het Markermeer waar de mosselen zich slecht aan kunnen hechten.

Temperatuur

De BKMO norm van 25 °C is in de afgelopen 20 jaar niet overschreden. In 2006 is de temperatuur opgelopen tot 24,6°C.

Bestrijdingsmiddelen

Gegevens over pesticiden concentraties in het Markermeer zijn zeer beperkt. Van bekende probleemstoffen van het Rijnstroomgebied als AMPA en Glyfosaat zijn geen gegevens beschikbaar. In Rijnwater bij Lobith en in het IJsselmeer worden hoge concentraties van deze stoffen gemeten (met name de metaboliet AMPA), wat doet vermoeden dat deze stoffen ook in het Markermeer mogelijk een probleem zijn (RIWA, 2008). Al worden pieken in concentraties in het Rijnwater sterk verdund in het Markermeer door de grote verblijftijd. Gegevens van atrazine, diuron en simazine zijn in de database Donar alleen beschikbaar voor 2007. Voor 2007 worden geen overschrijdingen van de detectielimiet van 0,1 µg/l gerapporteerd (Atrazine en Simazine n=13; Diuron n=12).

Loodvervangers

MTBE en ETBE worden sinds 1988 gebruikt als vervanger voor het zeer giftige tetraëthyllood in benzine. Recentelijk is vooral ETBE een probleemstof voor de drinkwaterbereiding uit Rijnwater (Heugens *et al.*, 2008; RIWA Rijn, 2008). Hoewel ETBE niet giftig is, heeft het een zeer lage geur- en smaakdrempel (1 tot 2 µg/L) wat problemen geeft bij de opwerking van oppervlaktewater naar drinkwater (van Wezel *et al.*, 2009). Voor het Markermeer zijn geen data beschikbaar voor deze stoffen. Uit data van RIWA (2008) blijkt dat deze stoffen vooral in Rijnwater bij Lobith een probleem vormen. Bij Andijk worden geen overschrijdingen van de IAWR doelstelling (1 µg/L) gerapporteerd.

Het gebruik van ETBE als toevoeging aan benzine neemt recent snel toe in Europa, mede als gevolg van de EU Biobrandstoffen Richtlijn. Deze richtlijn schrijft een groeiend marktaandeel van biobrandstoffen voor, het toevoegen van ETBE kan aan dit doel bijdragen. Verder is het waarschijnlijk dat pleziervaart op het Markermeer (en IJ-, Gooi- en Eemmeer) in de toekomst zal toenemen als gevolg van de verstedelijking rond Amsterdam en Almere. Beide aspecten kunnen leiden tot een stijgende belasting van ETBE op het Markermeer.

Overige stoffen

Om een volledig beeld te krijgen, is voor de stoffen opgenomen in bijlage A van het waterleidingbesluit, een toetsing uitgevoerd. De toetsingsperiode varieert afhankelijk van de databeschikbaarheid. Opgemerkt wordt dat niet voor alle stoffen gegevens aanwezig zijn in de database Donar. De toetsing is opgenomen in Bijlage I. Uit deze toetsing komen de volgende overschrijdingen van de normen uit het WLB naar voren:

- een éénmalige geringe overschrijding van nitriet in 2001;
- een éénmalige geringe overschrijding van de totale hardheid in 2007;
- van kleur zijn geen recente metingen beschikbaar. Metingen uit de zeventiger jaren geven een beeld dat het water sterk verkleurd is. Het is waarschijnlijk dat dit door het hoge slibgehalte wordt veroorzaakt.

Gezien het incidentele karakter worden voor nitriet en hardheid geen problemen verwacht. Kleur en DOC zijn aandachtspunten en hangen waarschijnlijk samen met de problematiek omtrent verslibbing en algengroei.

Omdat het IJsselmeer al jaren dienst doet als bron van ruw water, wordt de waterkwaliteit van het IJsselmeer intensiever gemonitord dan in het Markermeer. Het RIWA voert de monitoring uit en rapporteert de resultaten jaarlijks in een jaaroverzicht. Uit de jaarrapportage over 2007 (RIWA Rijn, 2008) komen de volgende probleemstoffen naar voren voor IJsselmeerwater bij Andijk:

- complexvormers (NTA, EDTA en DTPA) worden bij Andijk boven de IAWR norm aangetroffen. Deze stoffen zijn zelf niet toxisch maar wel in staat om zware metalen uit slib te mobiliseren. Complexen zijn lastig in de zuivering te verwijderen;
- organisch koolstof (opgelost en totaal) voldoet bij Andijk gedurende geheel 2007 niet aan de IAWR norm van 3,0 mg/l;
- farmaceutische middelen worden door RIWA in toenemende mate als bedreiging gezien voor de drinkwaterbereiding. In 2007 werden bij Andijk verschillende soorten röntgencontrastvloeistof en cafeïne aangetroffen boven de IAWR doelstelling.

3 Bouw en ijking chloridemodel

3.1 Achtergrond

De effecten van klimaatverandering op de afvoercharacteristiek van het Rijnstroomgebied zijn gedetailleerd onderzocht door bijvoorbeeld Middelkoop *et al.*, 2001; Shabalova *et al.*, 2003; Te Linde, 2007. Zij vinden allen met behulp van integrale stroomgebiedmodellen dat het seizoensverloop in afvoer sterk zal veranderen. De Rijn is momenteel een typische smeltwaterrivier maar zal zich in de toekomst meer als regengevoede rivier gedragen. Hierdoor kan de winterafvoer toenemen met 30% en kan de zomerafvoer met 30% afnemen in de periode 2080-2099 (Shabalova *et al.*, 2003). Shabalova *et al.* beschrijven dat het effect op individuele maandbasis nog extremer zal zijn: Volgens hun berekeningen zal de gemiddelde afvoer in augustus in de toekomst worden gehalveerd.

Het effect op de waterkwaliteit van dergelijke langdurige droogtes is vooral kwalitatief onderzocht (Senhorst and Zwolsman, 2005, Zwolsman and Bokhoven, 2007 en van Vliet and Zwolsman, 2008). Uit een analyse van de droge jaren 1976, 1991 en 2003 blijkt dat chloride-, nutriënten- en zware metalen concentraties sterk toenemen bij lage rivierafvoer. Daarnaast heeft de hogere watertemperatuur een toenemende eutrofiering tot gevolg. Voor nutriënten en eutrofiering zijn modelmatige analyses van de effecten van klimaatveranderingen uitgevoerd (Arheimer *et al.*, 2005; Cugier *et al.*, 2005; Evans, 2005; Loos *et al.*, 2009; Schauser and Chorus, 2009). Arheimer *et al.*, 2005 berekenen een forse verslechtering in oppervlaktewaterkwaliteit met toenames in concentraties stikstof, fosfaat en cyanobacteriën van respectievelijk 20%, 50% en 80% in het Ringsjön meer in Zuid Zweden. Dit meer heeft een gemiddelde diepte van 5 m en een verblijftijd van circa 1 jaar en lijkt enigszins op het Markermeer. RIWA Rijn heeft zeer recent een onderzoek laten uitvoeren van de effecten van klimaatverandering en emissiereducties in het Rijnstroomgebied op de chlorideconcentratie bij Andijk en Lobith (Baggelaar and Van der Meulen, 2009). Dit laatste onderzoek lijkt qua vraagstelling veel op het onderhavige onderzoek maar gebruikt tijdreeksanalyse om waargenomen chlorideconcentraties in de afgelopen decennia te vertalen naar concentraties in 2050 onder veranderend klimaat.

Bovenstaande geeft aan dat de effecten van klimaatverandering op zowel afvoer als waterkwaliteit groot kunnen zijn. Ondanks deze effecten en het nationale belang voor zoetwatervoorziening van het IJsselmeer, zijn de effecten van klimaatverandering op de verzilting van het IJsselmeergebied voor zover bekend nog niet modelmatig in beeld gebracht. Dit vormde dan ook een belangrijke aanleiding om een model te bouwen waarmee de waterkwaliteit van het IJsselmeergebied (IJsselmeer zelf, Markermeer en Gooi- en Eemmeer) kan worden gesimuleerd en voorspeld.

3.2 Modelbouw

3.2.1 Modelconcept

In de literatuur zijn veel voorbeelden te vinden waarbij chloride is gebruikt in waterkwaliteitsmodelleringen: Bijvoorbeeld als conservatieve tracer om fluxen te bepalen (Calkins and Dunne, 1970; Leenen, 1982a; Leenen, 1982b; Zuber, 1986; Nutzman *et al.*, 2003; Branchu and Bergonzini, 2004; Chapra *et al.*, 2009), of bij modelleringen van zoutlozingen (Doerr *et al.*, 1994; Aota *et al.*, 2002) of bij de effecten van klimaatverandering op grote meren en reservoirs (Göncü and Albek, 2008; Göncü and Albek, 2009).

Als uitgangspunt voor de huidige modellering is gekozen voor een zogenaamd *bakjesmodel* van het IJsselmeergebied. Een bakjesmodel is een nul- of één dimensionaal model waarin instromend water en zout instantaan mengen met het water en zout dat aanwezig is in het bakje. Het bakjesmodelconcept wordt veel gebruikt in waterkwaliteitsmodelleringen. Het bakjesmodel bestaat uit drie 'hoofdbakjes': 1) het Gooi en Eemmeer, 2) het Marker- en IJmeer (Markermeer) en 3) het IJsselmeer. Tijdens de modelbouw zijn drie verschillende concepten gebruikt:

- **Concept 1:** Een model met drie instantaan mixende bakjes;

- **Concept 2:** Als 1) maar met een IJsselmeerbakje dat is onderverdeeld in meerdere bakjes. Dit concept is gebruikt omdat de verblijftijd van het IJsselmeer relatief kort is en het IJsselmeer vrij langwerpig van vorm is. Hierdoor is het onwaarschijnlijk dat het meer direct volledig en instantaan zal mengen;
- **Concept 3:** Als 2) waarbij diffusie optreedt tussen de bakjes in het IJsselmeerbakje. De diffusie-term wordt gebruikt om het mengen van water tussen de verschillende bakjes in het IJsselmeer te simuleren. De menging vindt plaats als gevolg van windgedreven stroming. Leenen, 1982a laat zien dat dit wiskundig met een diffusievergelijking kan worden beschreven. Deze term is toegevoegd om mogelijke zoutwaterintrusie vanuit de Waddenzee via de Afsluitdijk te modelleren.

Fig. 3-1 geeft een schematisch overzicht van het bakjesmodel met alle in en uitposten van water, inclusief de gemalen.

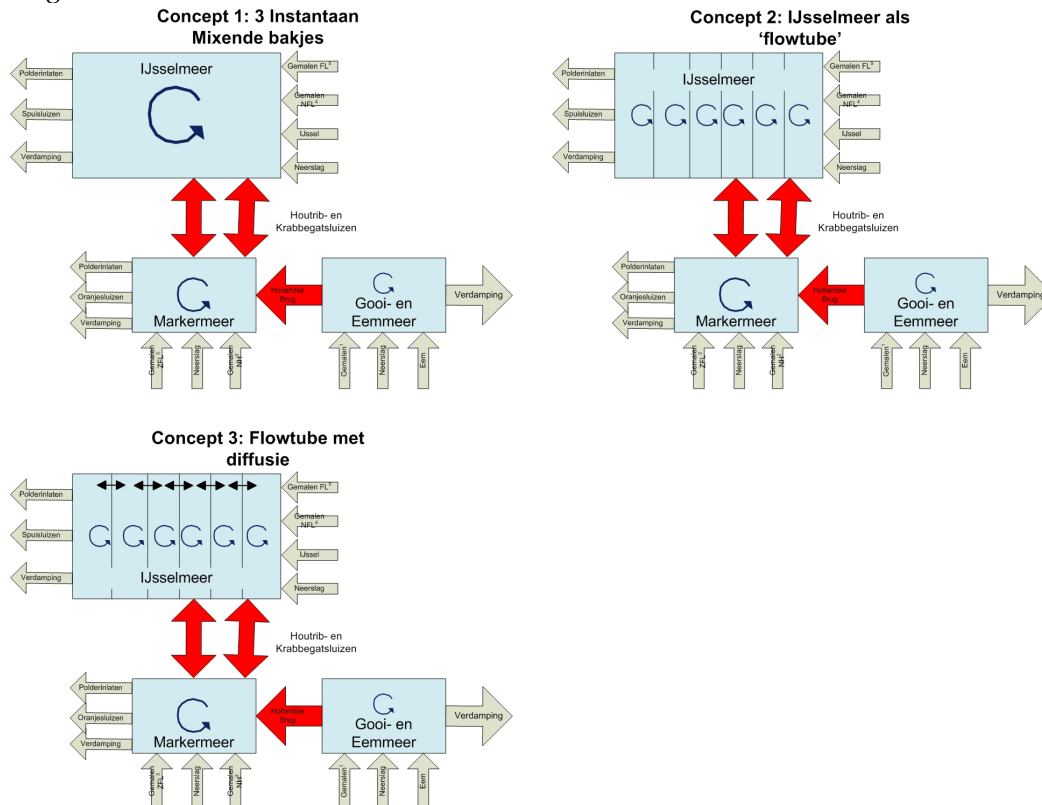


Fig. 3-1 Schematisch overzicht bakjesmodel IJsselmeergebied volgens drie concepten

3.2.2 Numerieke implementatie

Concept 1

Per bakje, wordt de waterbalans beschreven door de volgende vergelijking:

$$Q_{in} - Q_{uit} = \Delta V \quad (1)$$

waarin Q_{in} en Q_{uit} de instroom en uitstroom van water in een bakje zijn in m^3 . Het verschil van die posten is gelijk aan de verandering in berging, ΔV , wat neer komt op een daling of stijging van het waterpeil in het desbetreffende bakje. De chloridebalans per bakje wordt gegeven door de volgende vergelijking:

$$\sum_{n=1}^m (Q_{in,n} \cdot c_{in,n}) - \sum_{k=1}^l (Q_{uit,k} \cdot c_{uit,k}) = V(t) \frac{\partial c}{\partial t} + c(t) \frac{\partial V}{\partial t} \quad (2)$$

hierin is $c(t)$ de chlorideconcentratie in een bakje in mg/L op tijdstip t , $V(t)$ het volume van een bepaald bakje in m^3 op tijdstip t . De subscript m en l zijn het aantal in- en uitposten. Voor chloride geldt dat de uitpost wordt bepaald door de concentratie in het bakje vermenigvuldigd met de som van alle water uitposten behalve de verdamping.

Vaak wordt bij water- en stoffenbalans berekeningen aangenomen dat het verschil in berging over een lange balansperiode gelijk is aan nul, waardoor de totale instroom gelijk is aan de totale uitstroom. Rijkswaterstaat heeft in haar beheerverslag voor de periode 2002 tot 2004 een water en chloridebalans opgesteld voor het IJsselmeer en Markermeer waarbij zowel is gekeken naar de in- als uitposten (Syncera Water, 2006). Uit deze analyse volgde een watersluitpost die voor het Markermeer varieerde van 12% in 2003 tot 26% in 2004. De sluitpost voor chloride loopt hierbij op tot 60% in 2002. Het verschil tussen in- en uitposten kan een aantal oorzaken hebben: er is in werkelijkheid geen sprake van een balans of de in- of uitposten worden niet voldoende nauwkeurig gemeten. Bij het opvragen van gegevens van de verschillende waterbeheerders bleek dat informatie van de uitposten niet erg nauwkeurig is. Dit komt doordat er water via hevels of inlaten in polders wordt ingelaten die niet of slecht worden bemeten. Bij het uitwerken van het bakjesmodel is daarom besloten om op basis van de gemeten inposten van water en chloride een 'gelumpte' uitpost te berekenen. Op deze manier sluit de waterbalans ook aan bij de beheerpraktijk van het Marker- en IJsselmeer: hierbij wordt gestuurd op peil. Met inachtneming van deze uitgangspunten worden de twee bovenstaande balansvergelijkingen numeriek in een aantal stappen opgelost. De berekeningen worden uitgevoerd in Matlab.

Eerst wordt op basis van de gemeten inposten en waterpeildata, de uitpost voor de waterbalans en de hoeveelheid water in berging berekend:

$$Q_{uit}(t) = Q_{in}(t) - A \cdot (H(t) - H(t-1)) \quad (3)$$

$$V(t) = A \cdot H(t) \quad (4)$$

Hierin is H het waterpeil in m t.o.v. NAP in een bakje op tijdstip t en $t-1$ en A is het oppervlak van een bakje in m^2 . Vervolgens worden de in- en uitposten voor chloride en de totale massa chloride in het systeem berekend:

$$S_{in}(t) = 10^{-6} \sum_{n=1}^m (Q_{in,n} \cdot c_{in,n}) \quad (5)$$

$$S_{uit}(t) = 10^{-6} (Q_{uit} - E \cdot A) \cdot c(t-1) \quad (6)$$

$$S(t) = S(t-1) + S_{in}(t) - S_{uit}(t) \quad (7)$$

Hierin zijn $S_{in}(t)$ en $S_{uit}(t)$ de in en uitpost voor chloride in ton/dag, $S(t)$ en $S(t-1)$ zijn de totale hoeveelheid chloride op tijdstippen t en $t-1$ in ton, E is de verdamping in mm/dag en A is het oppervlak van een bakje in m^2 . Vervolgens wordt de chlorideconcentratie in het bakje op tijdstip t , $c(t)$ berekend uit de totale hoeveelheid chloride en water:

$$c(t) = 10^6 \frac{S(t)}{V(t)} \quad (8)$$

Bij dit modelconcept wordt vrijwel uitsluitend gebruik gemaakt van direct gemeten data. De enige parameter die niet direct gemeten kan worden is de verdamping van open water. Wel wordt de panverdamping gemeten bij diverse meteorologische stations. De open water verdamping kan worden geschat door de panverdamping te vermenigvuldigen met een panfactor. De panfactor wordt als ijkparameter gebruikt in dit model.

Concept 2

Concept 2 lijkt veel op concept 1 en kan zelfs met dezelfde vergelijkingen worden beschreven. De zoutconcentratie in ieder afzonderlijk bakje kan met vgl (1) t.m. (7) worden beschreven. Probleem met deze volledig discrete benadering is echter dat bij een toenemend aantal bakjes, de lengte van de rekenstap moet worden verkleind om numerieke oscillaties te voorkomen. Om deze reden is bij dit modelconcept een analytische benadering gekozen om de chlorideconcentratie in de bakjes van het IJsselmeer te berekenen. Bij deze benadering wordt vergelijking (2) analytisch opgelost waarbij de laatste term aan de rechterkant wordt verwaarloosd en wordt dus aangenomen dat Q_{in} gelijk is aan Q_{uit} (dus $\Delta V=0$).

$$c(t) = c_{in}(t) + (c(t-1) - c_{in}(t)) \cdot e^{-\Delta t \left(\frac{Q_{uit}(t)}{V(t)} \right)} \quad (9)$$

$$\text{Waarin } c_{in}(t) = \frac{\sum_{n=1}^m (Q_{in,n} \cdot c_{in,n})}{\sum_{n=1}^m (Q_{in,n})} \quad (10)$$

Hierin is $c_{in}(t)$ de naar volume gewogen gemiddelde chlorideconcentratie van alle inposten, met ieder een bijbehorende flux en chlorideconcentratie., respectievelijk Q_{in} en c_{in} . De parameter Δt is de grootte van de tijdstap, welke gelijk wordt genomen aan 1 dag. Het aantal bakjes wordt door ijking bepaald.

Concept 3

Diffusie van zout wordt gemodelleerd met een Taylor reeks expansie van de diffusievergelijking. Appelo and Postma, 2005 gebruiken deze techniek om de volgende numerieke benadering af te leiden voor de diffusievergelijking:

$$c(t)_x = c(t)_x + \frac{D_f \Delta t}{(\Delta x^2)} (c(t)_{x-1} - 2 \cdot c(t)_x + c(t)_{x+1}) \quad (11)$$

$$= \text{mixf} \cdot c(t)_{x-1} + \text{mixf} \cdot c(t)_{x+1} + (1 - 2\text{mixf}) \cdot c(t)_x \quad (12)$$

$$\text{mixf} = \frac{D_f \Delta t}{(\Delta x^2)} \quad (13)$$

Hierin is D_f de diffusiecoëfficiënt (m^2/dag) en Δt en Δx respectievelijk de tijdstap (dag) en de celgrootte loodrecht op de stromingsrichting (in m, gelijk aan de totale lengte van het IJsselmeer gedeeld door het aantal bakjes). De subscript bij $c(t)$ geven het bakje weer in het IJsselmeer: als de concentratie in bakje x wordt berekend, wordt dus een gewogen gemiddelde genomen van het bakje x en de bakjes voor en achter bakje x . De weefactor wordt berekend uit de dimensieloze mixfactor, mixf . Om numerieke oscillaties te voorkomen moet $\text{mixf} < 1/3$ zijn. De mixfactor kan door ijking worden bepaald.

3.3 Invoergegevens

Om het bakjesmodel te maken van de drie meren is bij de relevante waterbeherende instanties data opgevraagd van debieten en chlorideconcentraties. In Tabel 3-1 wordt een overzicht gegeven per bakje welke informatie waar is opgevraagd en hoe deze is verwerkt om als invoer te dienen in het bakjesmodel. Het bakjesmodel is doorgerekend voor de tijdsperiode 1 januari 1997- 31 december 2007.

Tabel 3-1 Overzicht data, bronnen en bewerkingen bakjesmodel

| Bakje | Data | Bron | Opmerkingen en bewerkingen |
|-----------------|--|--|--|
| Alle bakjes | Neerslag | KNMI | Gemiddelde genomen van stations De Bilt, Schiphol, Den Helder en Flevoland |
| | Chlorideconcentratie neerslag | RIVM | Gemiddelde berekend van maandmetingen station Biddinghuizen-Hoekwantweg |
| | Verdamping | KNMI | Gemiddelde genomen van stations De Bilt, Schiphol en Flevoland. De open water verdamping is berekend op basis van een panfactor bepaald uit ijking. |
| Markermeer | Block van Kuffeler Hoog | Waterschap Zuiderzeeland | Continue afvoerreeks, chloride op maandbasis |
| | Block van Kuffeler Laag | | |
| | Wortman | | |
| | Krabbegat sluizen | Rijkswaterstaat | Continue afvoerreeks |
| | Houtrib sluizen | | Continue afvoerreeks |
| | De Poel | Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier | Continue afvoerreeks voor 2000-2001 en 2003 t.m. 2007. Ontbrekende jaren zijn ingevuld door vergelijkbare jaren te gebruiken. Hierbij is voor 1997 de afvoer gebruikt van 2003, 1998 van 2000, 1999 van 2001, 2002 van 2004. Chloridedata beperkt aanwezig: data geaggregeerd tot maandgemiddelden |
| | De Warder | | |
| | Drieban | | |
| | Oosterpolder | | |
| Waterpeil | www.waterbase.nl | Continue reeks | |
| IJsselmeer | Smeenge | Waterschap Zuiderzeeland | Continue afvoerreeks, chloride op maandbasis |
| | Buma | | |
| | Vissering | | |
| | Colijn hoog | | |
| | Colijn Laag | | |
| | Krabbegat | Rijkswaterstaat | Continue afvoerreeks, chloride uit Markermeerbakje |
| | Houtrib | | |
| | Hoogland | | Continue afvoerreeks 2000-2008. Data 1997-1999 overgenomen op basis van een gelijkend neerslagjaar. |
| | Wouda | | |
| | Stroink | | |
| | Afvoer IJssel bij Olst | www.waterbase.nl | Continue afvoerreeks (waterbase) |
| | Chloride Rijnwater bij Lobith | RIWA Rijn | Continue chloridereeks tot mei 2005 daarna op 2-weeksbasis geïnterpoleerd tot dagdata |
| | Waterpeil | www.waterbase.nl | Continue reeks |
| | Dijkse kwel over Afsluitdijk en schutverliezen | Rijkswaterstaat, Beheersverslag IJsselmeergebied | Door RWS geschatte waarden. Uit rapportage is niet te herleiden hoe deze waarden zijn bepaald. Dit wordt alleen gebruikt bij modelconcept 3. |
| Gooi en Eemmeer | De Eem | Waterschap Vallei en Eem | Continue reeks |
| | Rengerswetering (gemaal Veendijk) | | |
| | Wiel | | |
| | Middelbeek | | |
| | Noorderwetering (gemaal Westdijk) | | |
| | Gooise Zomerkade | Hoogheemraadschap Amstel Gooi en Vecht | Continue reeks |
| | Waterpeil | www.waterbase.nl | Continue reeks |

Noot 1: Onder een continue reeks wordt dagbasis verstaan

3.4 Kalibratie

Algemeen

Om de verschillende modelconcepten onderling te vergelijken en te ijken, vergelijken we de berekende met de gemeten chlorideconcentraties voor de meetpunten Zwaartepunt Markermeer en het inlaatpunt van PWN te Andijk. Tijdens ijking wordt binnen een bepaalde bandbreedte en met een bepaald interval, de ijkparameter stapsgewijs verhoogd en het model doorgerekend. Vervolgens wordt voor iedere berekening het gemiddelde absolute verschil berekend met de volgende formule:

$$MAE = \frac{\sum |c(t)_{berekend} - c(t)_{gemeten}|}{n} \quad (14)$$

Waarin MAE (Mean Absolute Error) het gemiddelde absolute verschil is, berekend uit n waarnemingen. In het onderstaande wordt per model de ijking beschreven.

Modelconcept 1

Modelconcept 1 is geijkt op de panfactor. Dit is de parameter waarmee de open water verdamping wordt berekend uit standaard metingen van referentieverdamping volgens Makkink. De ijking is uitgevoerd door stapsgewijs de panfactor te verhogen tussen 0,7 en 1,5. Fig. 3-2 geeft het resultaat weer van deze berekening waarbij de MAE is weergegeven voor zowel het Markermeer als IJsselmeer. Het Gooi- en Eemmeer is niet als ijkpunt meegenomen. Het resultaat is opvallend: voor het Markermeer wordt duidelijk een 'best fit' gevonden als de panfactor tussen 1,15 en 1,20 ligt, terwijl voor het IJsselmeer niet echt sprake is van een 'best fit'. Het verschil ligt vermoedelijk in de verblijftijd. De gemiddelde verblijftijden van het IJssel- en Markermeer liggen respectievelijk rond de 3 en 18 maanden. Hierdoor heeft verdamping een relatief grote inbreng in de waterbalans van het Markermeer.

Fig. 3-3 presenteert de berekende en gemeten chlorideconcentraties in het Markermeer en IJsselmeer bij een panfactor van 1,175: de waarde waarbij de laagste MAE wordt gevonden. Bij deze modelberekening wordt de chlorideconcentratie in het Markermeer goed gesimuleerd: de dalende trend tussen '97 en 2000 wordt goed gevolgd en in de laatste vijf jaar lijkt de seizoensfluctuatie enigszins gevolgd te worden. Hieruit kan worden geconcludeerd dat 1) de belangrijkste posten van zout en water zijn opgenomen in het model, en 2) het Markermeer voor wat betreft chloride als instantaan mixend systeem is te beschouwen. De chlorideconcentratie voor water van het IJsselmeer wordt minder goed gesimuleerd dan in het Markermeer. Vooral de seizoensfluctuatie wordt onvoldoende door het model gesimuleerd.

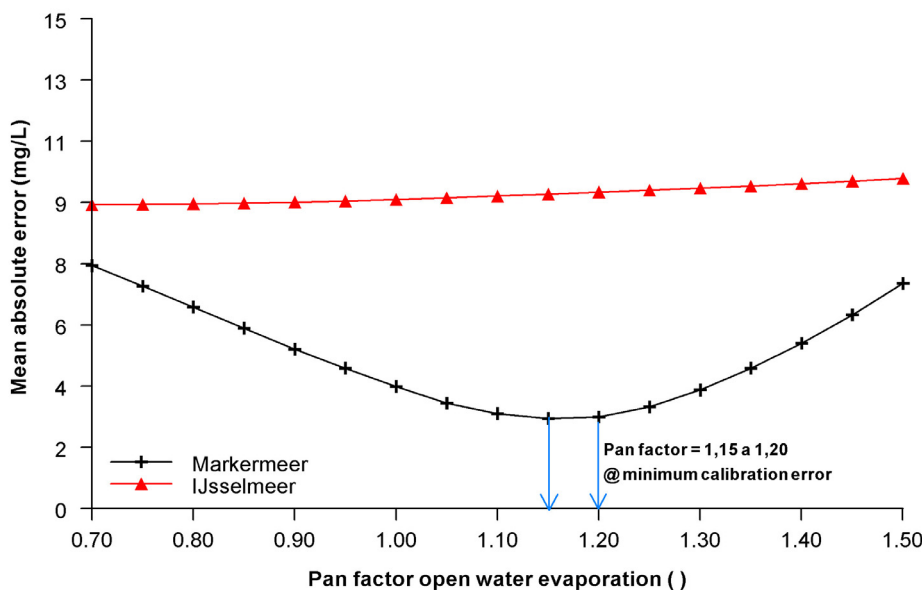


Fig. 3-2 Resultaat ijking op panfactor voor open water verdamping. Beste fit wordt verkregen bij een pan factor tussen 1,15 en 1,20.

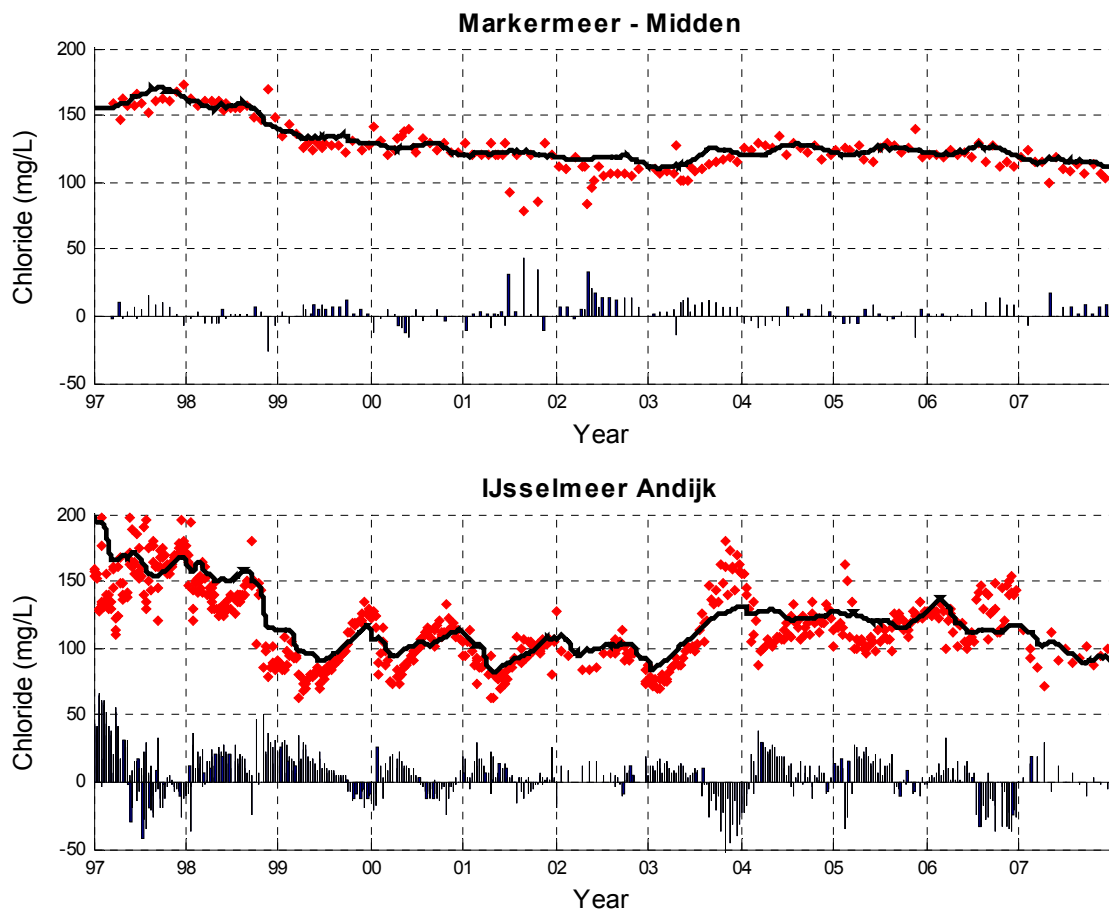


Fig. 3-3 Berekende (zwarte lijn) en gemeten (rode diamantjes) chlorideconcentraties voor Markermeer Midden en IJsselmeer Andijk bij een panfactor van 1,175 met modelconcept 1. De zwarte balkjes geven het verschil weer tussen de berekende en gemeten chlorideconcentraties.

Modelconcept 2

Bij dit modelconcept is het IJsselmeer onderverdeeld in een nader te bepalen aantal bakjes. Als we het IJsselmeer verdelen in een groot aantal bakjes, worden chloridepieken vrijwel niet afgevlakt. Als we het aantal bakjes verminderen, worden de concentratiepieken in toenemende mate afgevlakt, tot het concentratieverloop dat we zagen bij modelconcept 1. Door het aantal bakjes te variëren kunnen we dus sturen op de dispersie van stoffen die optreedt.

Fig. 3-4 toont de berekende MAE als functie van het aantal bakjes waarmee het IJsselmeer is geschematiseerd. Bij deze berekeningen is de panfactor constant gehouden op 1,175. We nemen dus aan dat het aantal bakjes vooral effect heeft op de seizoensfluctuatie in het IJsselmeer. Uit de berekeningen blijkt dat de beste fit wordt verkregen bij 7 bakjes in het IJsselmeer. Fig. 3-5 presenteert de berekende en gemeten chlorideconcentraties in het Markermeer en IJsselmeer, waarbij het IJsselmeer met 7 bakjes is gemodelleerd: de waarde waarbij de laagste MAE wordt gevonden. Het seizoensverloop in chlorideconcentraties in de jaren 1998 tot 2003 wordt goed gemodelleerd. Echter, de pieken in de chlorideconcentratie gemeten in 2003 en eind 2006 worden tot 50 mg/L onderschat. Begin 2006 wordt juist een hogere concentratie berekend dan gemeten. De oorzaken van de afwijkingen zijn niet duidelijk, er zijn een aantal mogelijke oorzaken:

- piekconcentraties in het IJsselwater worden vrijwel niet verdund door rustige omstandigheden op het IJsselmeer en komen relatief snel aan bij de meetlocatie bij Andijk;
- tijdens augustus en september 2003 is gedurende enkele weken niet gespuid op de Waddenzee. Dit kan intrusie van een zoutwatertong in het IJsselmeer tot gevolg hebben gehad, met name bij de schutsluizen;
- lokale lozingen van chloride die niet in het model zijn opgenomen.

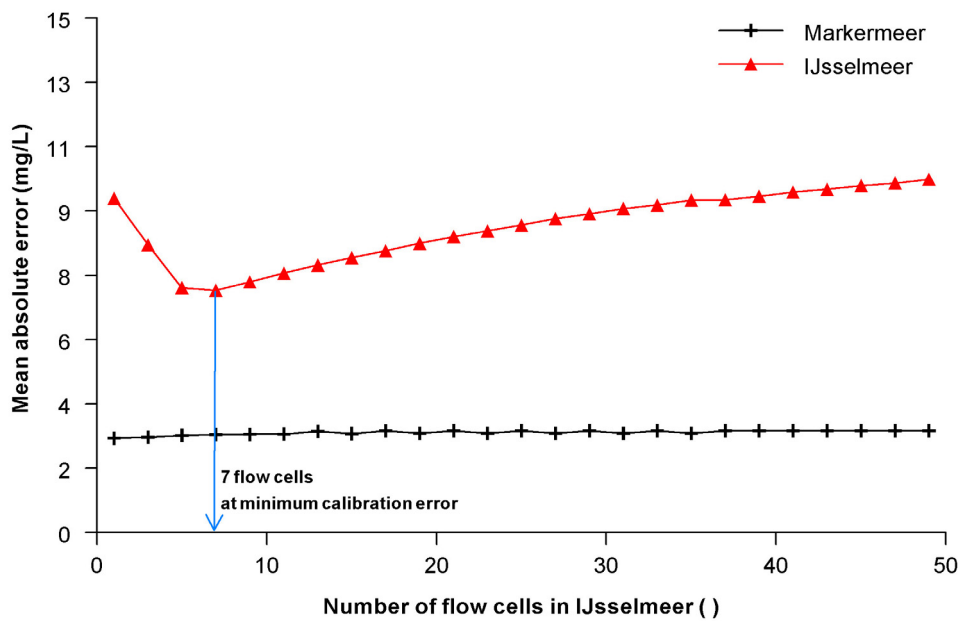


Fig. 3-4 Verloop gemiddelde absolute fout bij variërend aantal bakjes. Beste fit wordt verkregen bij 7 cellen en een panfactor van 1,175

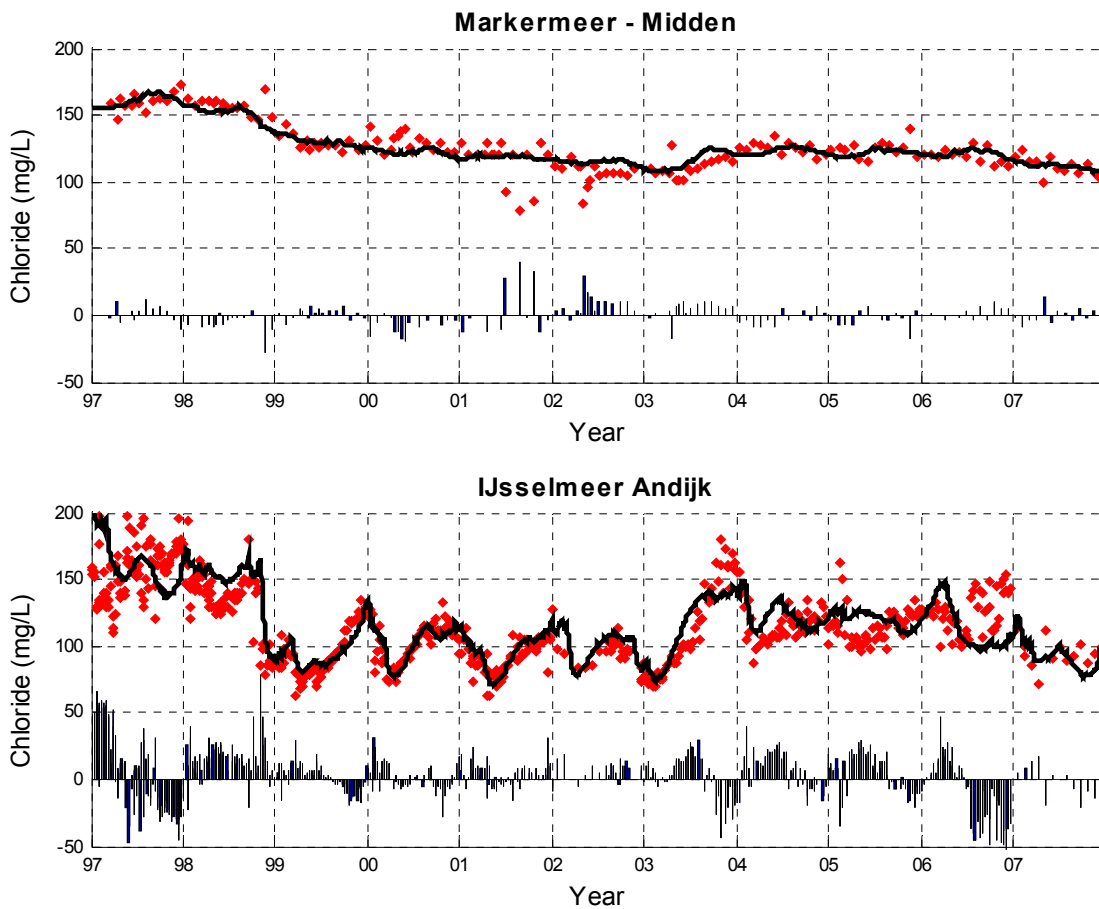


Fig. 3-5 Berekende (zwarte lijn) en gemeten (rode diamantjes) chlorideconcentraties voor Markermeer Midden en IJsselmeer Andijk , met 7 bakjes in het IJsselmeer en een panfactor van 1,175 volgens modelconcept 2.

Modelconcept 3

In dit model wordt de dijkse kwel bij de Afsluitdijk en zout dat het IJsselmeer indringt door schutverliezen meegenomen. De invoerdata voor deze beide processen zijn geschat op basis van het Beheerverslag IJsselmeergebied 2002-2004 (Syncera, 2006). Bij modelconcept 3 zijn er twee parameters waarop geijkt kan worden: het aantal bakjes en de mixfactor. Het effect van deze twee parameters is aan elkaar gerelateerd doordat bij een afnemend aantal bakjes de numerieke dispersie toeneemt. Het verschil tussen numerieke dispersie en diffusie is dat bij diffusie chloride ook achterwaarts kan migreren en bij numerieke dispersie alleen voorwaarts. Verder heeft diffusie vooral effect bij een lage stroomsnelheid en dispersie bij een hoge stroomsnelheid.

Om het model te ijken zijn het aantal bakjes en de mixfactor stapsgewijs verhoogd volgens concept 3. Het minimale en maximale aantal bakjes is 1 en 100; de minimale en maximale mixfactor is 0 en 0,3. Opgemerkt wordt dat een mixfactor van $> 0,3$ numerieke instabiliteit geeft (dit is ook te zien aan vgl (12)). Fig. 3-6 toont het resultaat van de ijking als contourplot waarbij de gemiddelde absolute fout is geplotted tegen het aantal bakjes op de x-as en de mixfactor op de y-as. In de figuur is goed te zien dat het effect van de mixfactor en het aantal bakjes op het ijkresultaat tot op zekere hoogte aan elkaar gerelateerd is. De figuur toont een vrij groot langwerpig gebied waar de ijkfout laag is. Binnen dit gebied is echter een duidelijk minimum aanwezig bij een mixfactor van 0,21 en 22 bakjes.

Fig. 3-7 toont de berekende en gemeten chlorideconcentraties in het Marker- en IJsselmeer. Als we deze resultaten vergelijken met die van modelconcept 2 in fig. 3.5 valt op de gemeten chloridepiek in 2003 beter wordt gesimuleerd met modelconcept 3. Binnen de gekozen modelconcepten is de chloridepiek blijkbaar gedeeltelijk te verklaren doordat verzilting optreedt over de Afsluitdijk. Wel treden nog redelijk grote afwijkingen op in de zomers van 1997 en 2006. De zomer 1997 is waarschijnlijk een inrekeneffect.

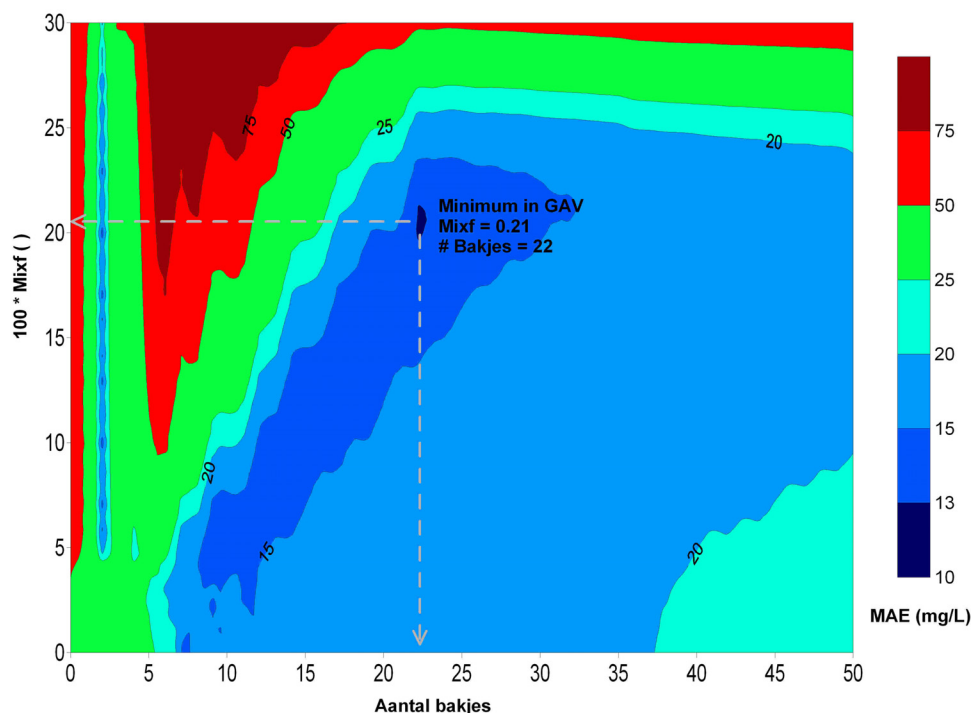


Fig. 3-6 Contourplot van het ijkresultaat van bakjesmodel concept 3. De laagste gemiddelde absolute fout wordt verkregen bij 22 cellen en een mixfactor van 0,21.

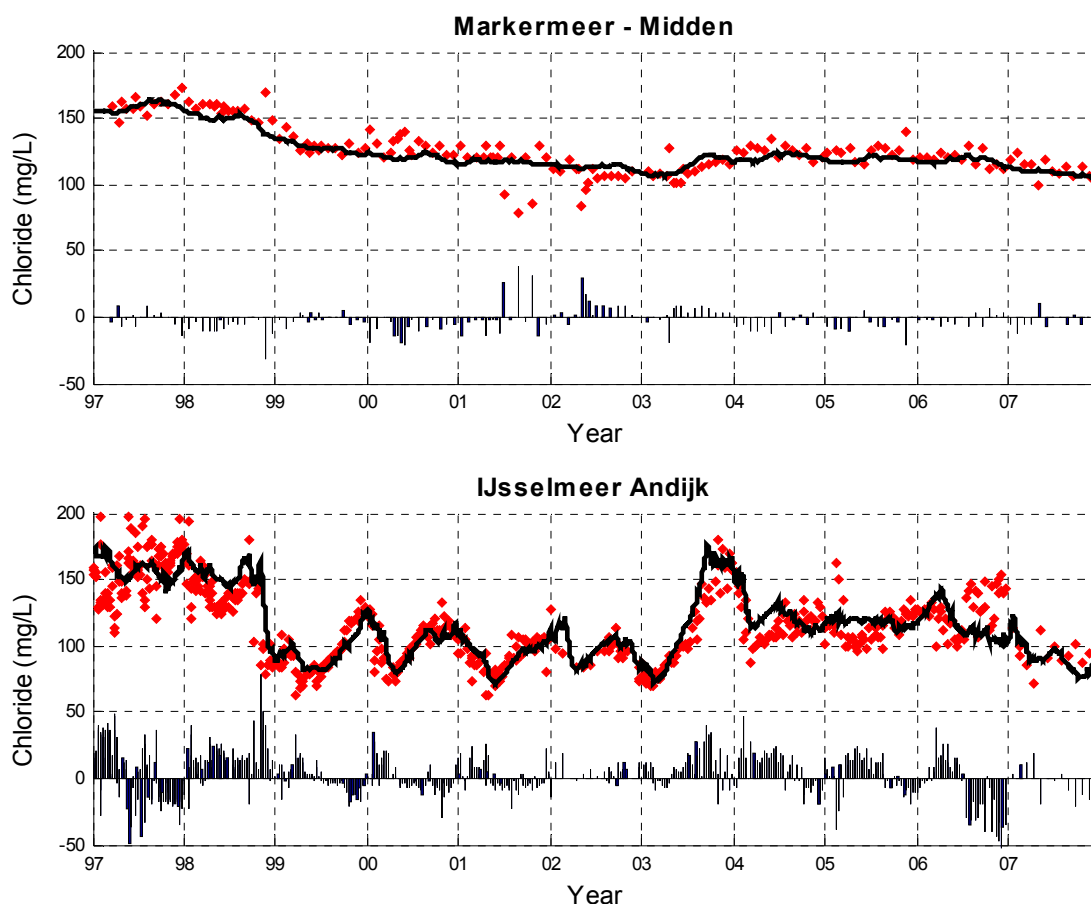


Fig. 3-7 Berekende (zwarte lijn) en gemeten (rode diamantjes) chlorideconcentraties voor Markermeer Midden en IJsselmeer Andijk, met 22 bakjes in het IJsselmeer, een panfactor van 1,175 en een mixfactor van 0,21 volgens modelconcept 3.

3.5 Discussie en conclusie modelbouw

3.5.1 Validatie modelconcept

De stapsgewijze bouw van het modelinstrumentarium verschaft een conceptueel inzicht in de verziltingsprocessen in het IJsselmeergebied. De belangrijkste inzichten zijn:

- De chlorideconcentratie in het Markermeer is goed te modelleren met model bestaande uit één instantaan (0-dimensionaal) mengend bakje, waarbij de hoeveelheid open water verdamping (in het model meegenomen als panfactor) als ijkparameter dient.
- De chlorideconcentratie in het IJsselmeer is voor gemiddelde jaren goed te modelleren met een bakjesmodel (1-dimensionaal). Het aantal bakjes bepaalt de mate van dispersie en in hoeverre pieken in chlorideconcentraties worden afgevlakt.
- Tijdens perioden van zeer lage afvoer van de Rijn en daaraan gekoppelde lage spuiafvoer bij de Afsluitdijk, kan zout water vanuit de Waddenzee het IJsselmeer binnendringen. Dit kan tot bij Andijk een verhoging van het chloridegehalte geven. Dit fenomeen is goed te modelleren met een diffusie-term.

Relatie met afvoer over Afsluitdijk

Een belangrijke conclusie van de modellering is, dat tijdens droge zomers zout water uit de Waddenzee tot Andijk het IJsselmeer kan binnendringen. De validiteit van deze conclusie kan worden getoetst door de chloridedata op andere meetpunten in het IJsselmeer te beschouwen. Deze zijn weergegeven in Fig. 3-8. Deze data tonen aan dat nabij de Afsluitdijk (meetpunt Kornwerd) en in het hart van het IJsselmeer (Vrouwezand) chlorideconcentraties zijn gemeten die meer dan 100 mg/l hoger liggen dan gemeten in de

Rijn. Aangezien geen van de andere bronnen van zout op het IJsselmeer dergelijk hoge chlorideconcentraties hebben, bevestigt dit de hypothese dat zout water vanuit de Waddenzee tijdens extreem droge zomers, relatief ver in het IJsselmeer reikt. Verder valt op dat de duur van de chloridepiek in 2003 (> 150 mg/l) bij Andijk veel groter is dan die van de piek bij Lobith en op het oog niet te verklaren is door uitsmering van de piek bij Lobith. Ter vergelijking zijn in dezelfde figuur ook reeksen weergegeven voor 1997 en 2002, beide klimatologisch gezien minder extreme jaren. In 2002 wordt direct achter de afsluitdijk (meetpunt Kornwerd, 1 m onder de waterspiegel) in de zomer nog wel een relatief hoog chloridegehalte gemeten, maar deze bereikt de meetpunten Vrouwezand en Andijk niet. Blijkbaar is het spuidebiet voldoende groot om te voorkomen dat het zoute water ver in het IJsselmeer komt.

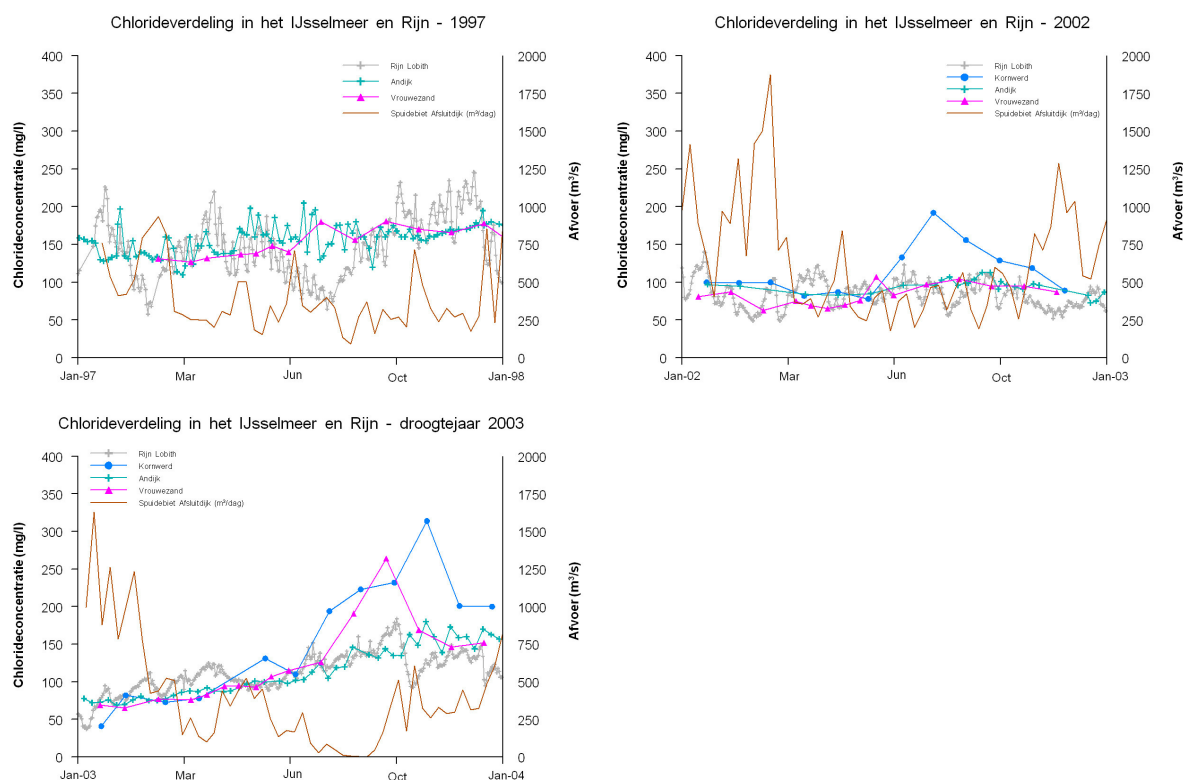


Fig. 3-8 Verschillende meetreeksen van chloride in het IJsselmeer en de Rijn voor 1997, 2002 en 2003 (droog jaar). Voor ligging meetpunten, zie Fig. 2-2.

Validatie op overige meetreeksen

De meetreeksen die in het bovenstaande kwalitatief zijn beschreven, kunnen ook direct met de modelberekeningen worden vergeleken. Dit is een feite een ruimtelijke modelvalidatie. Opgemerkt wordt dat het primaire doel van het model de voorspelling van chloridegehalten bij Andijk was (waarop dus geijkt is) en dus niet zozeer voor de overige meetlocaties.

In Fig. 3-9 zijn de meetreeksen van 5 locaties in het IJsselmeer vergeleken met de modeluitkomsten, de ijkreeks (Andijk) is tevens weergegeven. Het model geeft de algemene trends goed weer: In het Ketelmeer is de chlorideconcentratie relatief laag en fluctueert sterk. Nabij de Afsluitdijk (Kornwerd) is de berekende concentratie structureel hoger dan de gemeten concentratie. Het is hier echter de vraag in hoeverre de meting representatief zal zijn. In alle waarschijnlijkheid zal zich nabij de Afsluitdijk een zoutwatertong vormen in de vaargeul. Het chloridegehalte hangt dus af van de diepte waarop het watermonster wordt genomen. De DONAR database bevat data van watermonsters die standaard op een diepte van 100 cm worden genomen. Deze analyseresultaten zullen dus vooral in de buurt van de Afsluitdijk minder representatief zijn voor het chloridegehalte op grotere diepte.

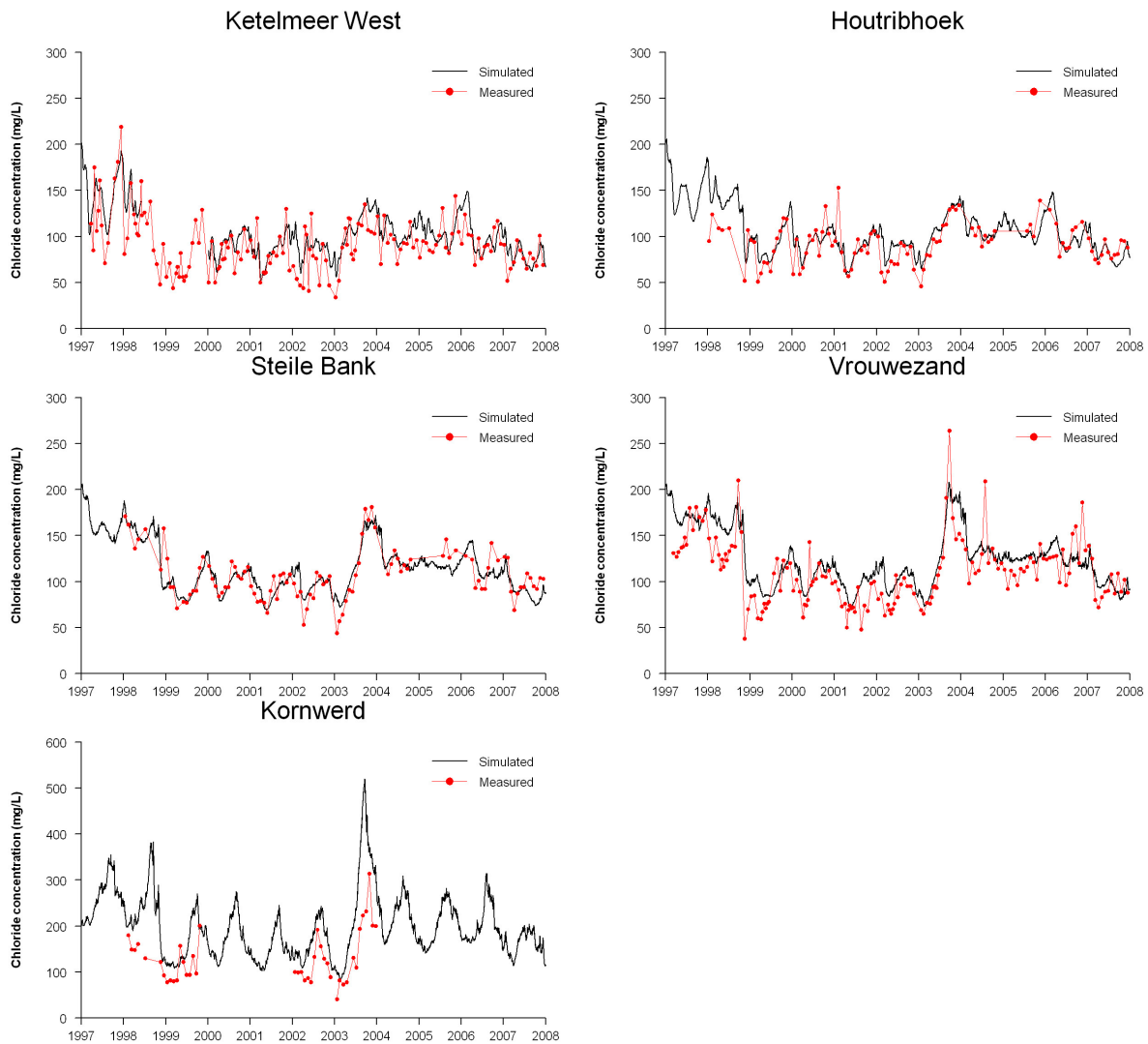


Fig. 3-9 Ruimtelijke validatie van het bakjesmodel.

3.5.2 Vergelijking panfactor met literatuurwaarden

Rijkswaterstaat gebruikt voor waterbalans berekeningen een panfactor van 1,00 in het winterseizoen en 1,25 in de zomer (Koerselman, 2001). De gevonden waarde van 1,175 komt hier redelijk goed mee overeen, waarbij de kanttekening wordt gemaakt dat de gevonden waarde dicht bij 1,25 zou moeten liggen omdat de verdamping in de winter vrijwel verwaarloosbaar is.

Van Loon and Droogers, 2006 geven aan dat het Wetterskip Fryslan momenteel een panfactor van 1,26 gebruikt in haar waterbalansberekeningen maar dat deze waarde vermoedelijk te laag is. Met de methode van de Bruin-Keijman vinden zij een zomerverdamping die ruim 1 mm/dag (circa 30%) hoger is dan berekend met de referentieverdamping $\times 1,26$. De panfactor die uit dit onderzoek volgt bedraagt 1,175, wat de conclusie van Van Loon en Droogers niet bevestigt.

3.5.3 Vergelijking dispersiecoëfficiënt met literatuurwaarden

De mate van dispersie en diffusie zijn aan elkaar gerelateerd en kunnen worden samengevoegd in één hydrodynamische dispersiecoëfficiënt (Appelo and Postma, 2005):

$$D_L = D_f + \alpha_{num} v = \frac{mixf(\Delta x)^2}{\Delta t} + \left(\frac{\Delta x - v\Delta t}{2} \right) v \quad (15)$$

De eerste term aan de rechterkant (D_f) is de diffusie-term en de tweede term is de (numerieke) dispersie-term. Op basis van een $mixf = 0,21$, $\Delta x = 3045\text{m}$ ($\Delta x = \text{lengte IJsselmeer} / \text{aantal bakjes} = 67000 / 22$), $\Delta t = 1 \text{ d}$, $v = 577 \text{ m/dag}$ vinden we $D_L = 2,6 \text{ km}^2/\text{dag}$. De diffusiecomponent hierin is $1,9 \text{ km}^2/\text{dag}$ en de dispersiecomponent (gebaseerd op een gemiddelde stroomsnelheid) is $0,7 \text{ km}^2/\text{dag}$. In modelconcept 2 gebruikten we 7 bakjes. Dit geeft met vgl (15) een numerieke dispersie van $2,5 \text{ km}^2/\text{dag}$. In modelconcept 2 en 3 vinden we dus bij ijking een vergelijkbare dispersiecoëfficiënt. Het verschil treedt alleen op in 2003, een jaar waarbij bijna geen afvoer naar de Waddenzee plaatsvindt in de zomer en herfst. Opgemerkt wordt dat de diffusievergelijking wordt gebruikt om een aantal processen te simuleren: bijvoorbeeld wind gedreven menging of de intrusie van een zoutwatertong. We kunnen de hier gevonden diffusiecoëfficiënt dus niet vergelijken met de diffusiecoëfficiënt voor chloride in water.

In de literatuur zijn een aantal verschillende methoden beschreven om de dispersiecoëfficiënt te berekenen. De meeste methoden voor dispersie als gevolg van windgedreven stroming gaan uit van een bepaalde trekkracht die wind uitoefent op het water waardoor een wervelstroming wordt opgewekt. Lam and Jacquet (1976 in Leenen, 1982a) geven:

$$D_L = 0.153L^{1.3} \quad (16)$$

Waarin L de lengte van het meer is (in km). In ons geval geeft deze vergelijking een dispersiecoëfficiënt van $36,2 \text{ km}^2/\text{dag}$. Leenen (1982a) heeft dit concept verder uitgewerkt in de volgende vergelijking:

$$D_L = U_w L \sqrt{c_d \frac{\rho_a}{\rho_w}} \quad (17)$$

Waarin U_w de gemiddelde windsnelheid is, c_d de *drag coefficient*, ρ_a en ρ_w de dichtheid van respectievelijk lucht en water. Invullen met $U_w = 5,4 \text{ m/s}$ (gemiddelde windsnelheid meetpunt Den Helder, periode 1997-2008), $c_d = 0,001$ (Leenen, 1982a), $\rho_a = 1,8 \text{ kg/m}^3$ en $\rho_w = 1000 \text{ kg/m}^3$ geeft een dispersiecoëfficiënt van $41,9 \text{ km}^2/\text{dag}$.

Beide benaderingen geven een dispersiecoëfficiënt die een ordegrrootte hoger ligt dan volgt uit de modelijking. Leenen, 1982a geeft aan dat vgl (17) geen rekening houdt met de windrichting. Als de windrichting loodrecht staat op de lengte-as van het meer, is het onwaarschijnlijk dat zich een wervelstroom ontwikkelt die de gehele lengte van het meer omvat. Hetzelfde geldt naar alle waarschijnlijkheid voor het IJsselmeer. De lengte-as van het IJsselmeer heeft een ZO-NW richting, terwijl de gemiddelde windrichting ZW-NO is. Het is dus logischer om de strijklengte ten opzichte van de gemiddelde windrichting te gebruiken in vgl 16 en 17. De strijklengte in een ZW-NO richting bedraagt circa 15 km. Dit geeft met vgl (16) een D_L van $5,2 \text{ km}^2/\text{dag}$ en met vgl (17) een D_L van $9,4 \text{ km}^2/\text{dag}$.

Bij een ongekalibreerd SOBEK model van het hoofdwatersysteem van Nederland is een dispersiecoëfficiënt gebruikt van D_L van $4,3 \text{ km}^2/\text{dag}$ (Boderie *et al.*, 2006). Deze literatuurwaarden zijn van vergelijkbare grootte als de hier gevonden waarde van D_L van $2,6 \text{ km}^2/\text{dag}$ maar liggen wel allen hoger. De oorzaak van het verschil is onduidelijk.

3.5.4 Herkomst chloride IJsselmeer en Markermeer

Om inzicht te krijgen in de werking van verziltingsprocessen in het IJsselmeergebied is modelconcept 3 gebruikt om de oorsprong van de chlorideconcentratie bij Andijk en het zwaartepunt van het Markermeer te berekenen. Voor deze analyse, zijn opeenvolgende modelsimulaties uitgevoerd waarbij steeds een extra post is meegenomen in het model: De eerste berekening is uitgevoerd met alleen de IJssel en spuisluisen op de Houtribdijk, de tweede met neerslag en verdamping toegevoegd, in de daaropvolgende berekeningen zijn per provincie de gemalen toegevoegd en tot slot de zoutbelasting uit de Waddenzee. Fig. 3-10 geeft het resultaat van deze berekening.

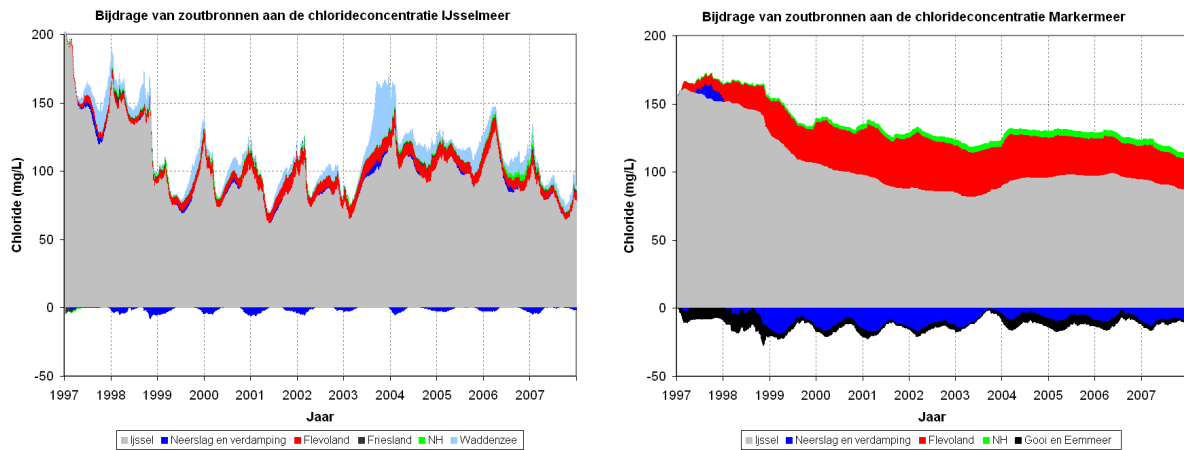


Fig. 3-10 Bijdrage van verschillende bronnen van water en zout aan de berekende chlorideconcentratie in het IJsselmeer (bij Andijk) en Markermeer (Zwaartepunt).

Fig. 3-10 geeft een duidelijk inzicht in de bronnen van chloride voor het IJsselmeergebied. We noemen in het bijzonder de volgende punten:

- De IJssel is maatgevend voor zowel het IJsselmeer als het Markermeer;
- In de droge zomer en herfst van 2003, draagt de Waddenzee circa 50 mg/L bij aan het chloridegehalte bij Andijk. Door deze bijdrage komt het chloridegehalte boven de norm uit van het Waterleidingbesluit van 150 mg/L.
- Voor zowel het Markermeer als IJsselmeer is de Flevopolder een belangrijke bron van chloride. Voor het Markermeer draagt Flevoland tussen de 20 en 30 mg/L bij, voor het IJsselmeer voor ligt dit tussen de 5 en 10 mg/L.
- De gecombineerde post met neerslag en verdamping heeft in het IJsselmeer tijdens de winter een verlaging van het chloridegehalte tot gevolg en in de zomer een verhoging. In het Markermeer heeft het neerslagtekort in de eerste zomer (1997) een verziltend effect maar in de jaren daaropvolgend is het gecombineerde effect van neerslag en verdamping gedurende het gehele jaar verzoetend. Het verschil in het effect van neerslag en verdamping tussen het Markermeer en IJsselmeer wordt veroorzaakt door het verschil in verblijftijd. Doordat over het gehele jaar sprake is van een neerslagoverschot, heeft deze post voor het Markermeer met een verblijftijd van circa 18 maanden een verzoetend effect. De verzilting in het Markermeer tijdens de zomer van 1997 is dus een inrekeneffect.

4 Autonome ontwikkeling

4.1 Inleiding en uitgangspunten

Uitgangspunt voor de berekeningen zijn de algemene klimaatscenario's voor Nederland van het KNMI (Van Den Hurk *et al.*, 2006). Deze scenario's zijn samengesteld op basis van de meest recente resultaten van klimaatonderzoek. Omdat er nog veel onzekerheid bestaat over hoe het klimaat precies zal veranderen, heeft KNMI gebruik gemaakt van vier scenario's. De werkelijke klimaatsverandering zal ergens binnen de gepresenteerd bandbreedte vallen. Er zijn twee belangrijke aspecten in de scenario's:

- de wereldwijde temperatuurstijging: 1 of 2°C in 2050 (respectievelijk Gematig, G of Warm, W);
- wel of geen veranderend luchtstromingspatroon (wel/geen toevoeging '+').

De combinatie van deze twee aspecten geeft vier scenario's die zijn weergegeven in Tabel 4-1. De berekeningen van de autonome ontwikkelingen worden uitgevoerd voor de KNMI scenario's G en W+. Deze twee scenario's geven de uitersten weer van de klimaatscenario's.

Tabel 4-1 Klimaatverandering in Nederland rond 2050 ten opzichte van het basisjaar 1990 volgens de vier KNMI'06 klimaatscenario's. Het klimaat in het basisjaar 1990 is beschreven met gegevens van 1976 tot en met 2005. Onder "winter" wordt hier verstaan december, januari en februari, "zomer" staat gelijk aan juni, juli en augustus. (Bron: Van Den Hurk *et al.*, 2006)

| 2050 | | G | G+ | W | W+ |
|--|--|----------|----------|----------|--------|
| Wereldwijde temperatuurstijging | | +1°C | +1°C | +2°C | +2°C |
| Verandering in luchtstromingspatronen in West Europa | | nee | ja | nee | ja |
| Winter | gemiddelde temperatuur | +0,9°C | +1,1°C | +1,8°C | +2,3°C |
| | koudste winterdag per jaar | +1,0°C | +1,5°C | +2,1°C | +2,9°C |
| | gemiddelde neerslaghoeveelheid | +4% | +7% | +7% | +14% |
| | aantal natte dagen (≥0,1 mm) | 0% | +1% | 0% | +2% |
| | 10-daagse neerslagsom die eens in de 10 jaar wordt overschreden | +4% | +6% | +8% | +12% |
| | hoogste daggemiddelde windsnelheid per jaar | 0% | +2% | -1% | +4% |
| Zomer | gemiddelde temperatuur | +0,9°C | +1,4°C | +1,7°C | +2,8°C |
| | warmste zomerdag per jaar | +1,0°C | +1,9°C | +2,1°C | +3,8°C |
| | gemiddelde neerslaghoeveelheid | +3% | -10% | +6% | -19% |
| | aantal natte dagen (≥0,1 mm) | -2% | -10% | -3% | -19% |
| | dagsom van de neerslag die eens in de 10 jaar wordt overschreden | +13% | +5% | +27% | +10% |
| | potentiële verdamping | +3% | +8% | +7% | +15% |
| Zeespiegel | absolute stijging | 15-25 cm | 15-25 cm | 20-35 cm | 20-35 |

4.2 Veranderende randvoorwaarden

Het veranderend klimaat heeft zijn weerslag op de randvoorwaarden voor het watersysteem van het IJsselmeergebied. De belangrijkste veranderingen hebben betrekking op:

- neerslag en verdamping;
- afvoer en chlorideconcentratie van de Rijn en IJssel;
- zeespiegelstijging, dijkse kwel en schutverliezen via de Afsluitdijk;
- afvoer en chlorideconcentratie afwaterende polders.

In het onderstaande wordt uitgelegd hoe de meetdata voor deze randvoorwaarden zijn getransformeerd naar de verschillende klimaatscenario's.

4.2.1 Neerslag en verdamping

Op basis van de klimaatscenario's heeft het KNMI een applicatie ontwikkeld waarmee een willekeurige neerslagreeks kan worden getransformeerd voor een bepaald doorzichtjaar en KNMI scenario (Bakker and Bessembinder, 2007). De applicatie is on-line beschikbaar via http://climexp.knmi.nl/Scenarios_monthly/. Met deze applicatie zijn de invoer neerslagreeksen van het bakjesmodel getransformeerd naar reeksen voor de klimaatscenario's G en W+ voor het doorzichtjaar 2050.

Op basis van de KNMI scenario's heeft Lenderink (2006) correctiefactoren gepubliceerd om de potentiële verdamping per maand voor de vier scenario's te berekenen in 2050. Deze waarden zijn geïnterpoleerd naar dagwaarden en gebruikt om de invoerreeksen voor het bakjesmodel te transformeren.

4.2.2 Afvoer en zoutvracht van de Rijn

De ontwikkeling in chlorideconcentratie van de Rijn wordt bepaald door de toekomstige zoutvracht en afvoer karakteristiek van de Rijn. In het onderstaande worden achtereenvolgens de afvoer karakteristiek en de zoutvracht van de Rijn besproken. Op basis hiervan zal de afvoer- en chloridereeks voor de periode 1997-2007 voor de IJssel worden getransformeerd naar 2050 volgens de KNMI klimaatscenario's G en W+.

4.2.2.1 Afvoer in 2050

Als gevolg van de veranderende neerslag-, verdampings- en temperatuurspatronen wordt verwacht dat de afvoerdynamiek van de Rijn en de IJssel zal veranderen. De effecten van klimaatverandering op de afvoer van de grote Nederlandse Rivieren zijn modelmatig in beeld gebracht door Te Linde, 2007 en De Wit *et al.*, 2007. De resultaten van het onderzoek van Te Linde (2007) zijn weergegeven in Fig. 4-1. Deze figuur geeft per decade (periode van 10 dagen) de verandering weer in afvoer van de Rijn bij Lobith ten opzichte van de huidige situatie. Uit deze voorspelling blijkt dat voor alle vier de scenario's de winterafvoer zal toenemen, variërend tussen 8% voor het G scenario tot 20% voor het W+scenario. De zomerafvoer blijft voor de G en W scenario's ongeveer gelijk, maar neemt voor de '+' scenario's tot 40% af.

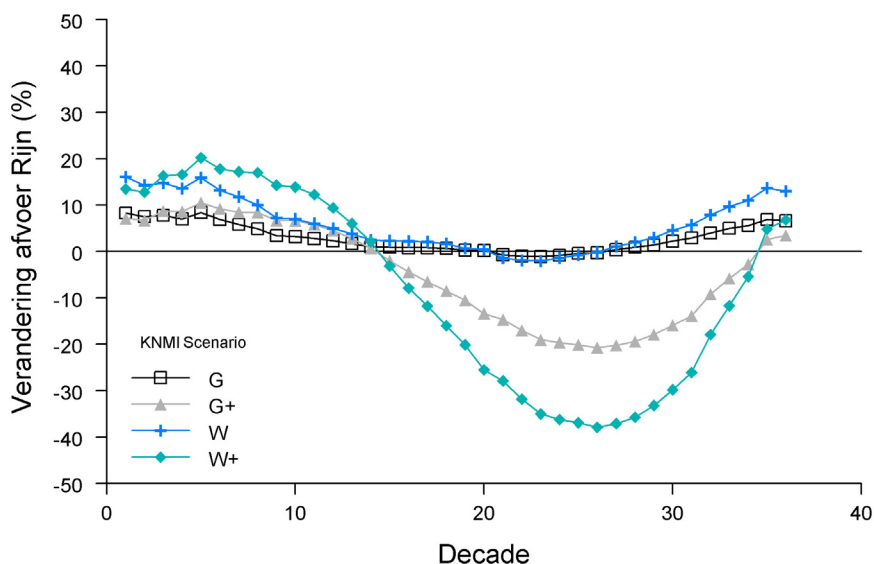


Fig. 4-1 Effect van de KNMI klimaatscenario's op de afvoer karakteristiek van de Rijn bij Lobith in 2050 (bron: Te Linde, 2007)

Voor de water- en zoutbalansmodellering is de afvoerreeks van de IJssel naar het IJsselmeer gecorrigeerd met de procentuele veranderingen weergegeven in Fig. 4-1. Hierbij is aangenomen dat de verdeelsleutel van water tussen Nederrijn, Waal en IJssel tot 2050 niet verandert.

4.2.2.2 Q-c relatie van de Rijn

De zoutbelasting van de Rijn bestaat uit een natuurlijke component, veroorzaakt door atmosferische depositie en verwerking van gesteenten, en een door de mens veroorzaakte component die het gevolg is

van bemesting, afvalwaterlozingen, mijnbouw en andere industriële activiteiten (van der Weijden and Middelburg, 1989; De Bruijn and Mazijk, 2003; Zwolsman and Bokhoven, 2007). Een veel gebruikte benadering om het concentratieverloop in de Rijn te beschrijven is om de concentratie te splitsen in een deel dat onafhankelijk is van de afvoer (de basisconcentratie) en een deel dat wordt bepaald door een constante vracht. De concentratie in de Rijn is dan te beschrijven met de volgende formule, of Q-c relatie (Davis and Zobrist, 1978; van der Weijden and Middelburg, 1989; Zwolsman and Bokhoven, 2007):

$$C(t) = C_c + 1000 \frac{L_c}{Q(t)} \quad (18)$$

Waarin C(t) de chlorideconcentratie is van de Rijn (mg/L), C_c de basisconcentratie is (mg/L), L_c de chloridevracht is (kg/s) en Q (t) de afvoer bij Lobith (m^3/s) is. Volgens een analyse van De Bruin en Mazijk (2003) is de basisconcentratie circa 39 mg/L. De constante zoutvracht wordt voornamelijk bepaald door industrie en mijnbouw. In het Bovenrijngebied vormden de kalimijnen nabij Mulhouse een belangrijke bron. Na de sluiting van de mijnen in 2003 bevonden zich in het gebied nog stortbergen van waaruit chloride uitloopt naar de Rijn. De sanering van deze stortbergen moet volgens planning in 2009 zijn voltooid (Fleig *et al.*, 2008). Tevens zijn de bruinkoolmijnen nabij Keulen en de soda-verwerkende industrie nabij Nancy belangrijke bronnen van zout voor de Rijn. Om een prognose te kunnen maken van de toekomstige ontwikkelingen in chlorideconcentraties in de Rijn is het verloop van de Q-c relatie volgens vergelijking (18) beoordeeld voor de jaren 1997-2008. Hiervoor zijn voor de jaren 1997-2008 de chloride- en afvoerdata tegen elkaar geplot en is voor iedere puntenwolk een regressielijn volgens (18) bepaald. De afzonderlijke Q-c relaties voor de jaren 1997-2008 zijn weergegeven in Fig. 4-2. Uit de regressievergelijking voor ieder jaar volgen de parameters C_c en L_c .

De parameters uit de Q-c relaties voor de jaren 1997-2008 zijn geplot in Fig. 4-3. In de figuur is te zien dat de basisconcentratie fluctueert tussen de 35 en 67 mg/L. De gemiddelde basisconcentratie bedraagt 50 mg/L en ligt dus iets hoger dan de basisconcentratie van De Bruin en Mazijk van 39 mg/L. De vrachtterm, L_c , vertoont een sterk dalende trend van 155 kg/s in 1997 tot 52 kg/s in 2008. De daling is vermoedelijk het gevolg van de sluiting en sanering van de zoutindustrie bij Mulhouse.

Om een voorspelling te maken van het chloridegehalte in Rijnwater in de toekomst, moeten de parameters L_c en C_c worden afgeleid. Omdat het chloridegehalte in het Rijnwater zeer veel invloed heeft en de effectiviteit van verdere saneringen van zoutlozingen in de toekomst in het Rijnstroomgebied onzeker is, wordt een zogenaamd stand-still scenario beschouwd voor wat betreft de zoutlozingen. Voor L_c wordt het gemiddelde van de L_c waarden tussen 2007-2008 genomen (60 kg/s). Voor C_c wordt het gemiddelde van de C_c waarden tussen 1997-2007 (50 mg/L) genomen.

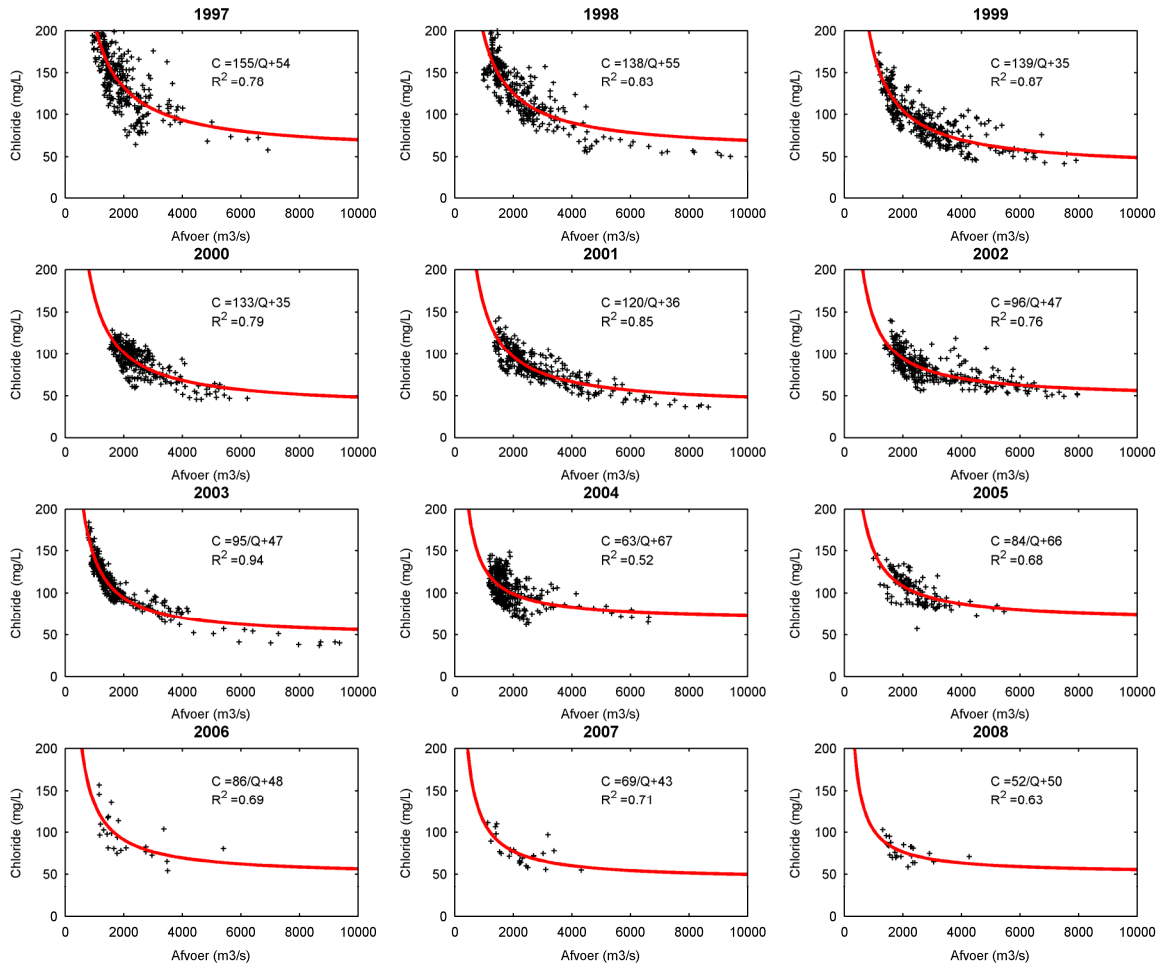


Fig. 4-2 Q-c relaties voor de jaren 1997 tot 2008. Voor ieder jaar is een regressielijn afgeleid met de vorm $C(t) = C_c + 1000 \times L_c / Q(t)$. De parameters C_c en L_c geven respectievelijk de basisconcentratie (mg/L) en vracht (g/s) weer.

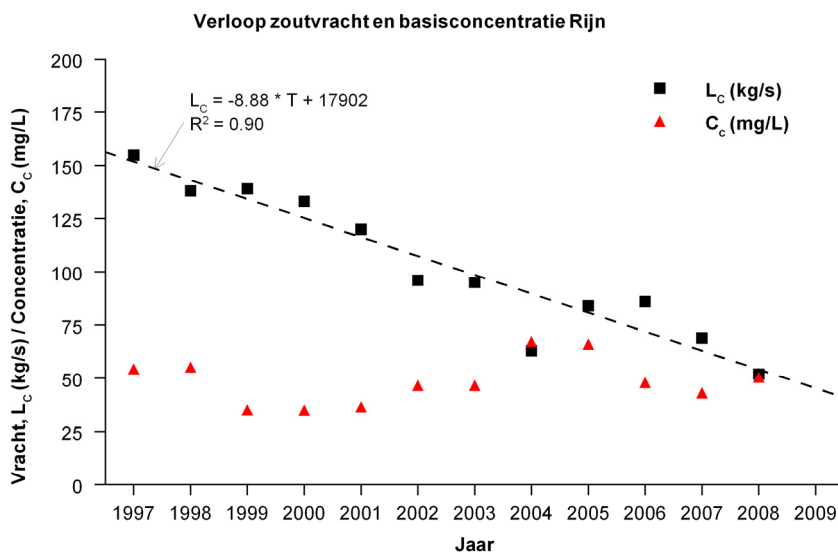


Fig. 4-3 Parameters uit de Q-c relatie voor Rijn water voor de jaren 1997 tot 2008.

4.2.2.3 Chlorideconcentraties in 2050

Op basis van de effecten van klimaatverandering op de afvoer bij Lobith en de Q-c relaties kan een voorspelling worden gemaakt van de chlorideconcentratie in Rijnwater onder verschillende klimaatscenario's. Dit gebeurt in twee stappen:

1. correctie van de afvoerreeks voor de periode 1997-2007 van de Rijn bij Lobith volgens de factoren in Fig. 4-1;
2. bepaling van de chlorideconcentraties op basis van vergelijking (18) met de bovenstaande waarden voor L_C en C_C .

Omdat de Q-c relatie in het afgelopen decennium sterk is veranderd, kunnen de gevonden concentratiereeksen niet direct met meetdata vergeleken worden. De meetdata worden immers sterk beïnvloed door het veranderende beheer van lozingen in het Rijnstroomgebied. Daarom wordt tevens een referentie chloridereeks afgeleid. Deze geeft de chlorideconcentratie weer op basis van de gevonden Q-c relaties voor de huidige afvoer bij Lobith.

Samenvattend geeft de combinatie van de verschillende scenario's vier chloridereeksen. Deze zijn samengevat in Tabel 4-2. De resultaten van de berekeningen volgens bovengenoemde twee stappen zijn weergegeven in Fig. 4-4.

Tabel 4-2 Overzicht scenario's voor afvoer van IJssel naar IJsselmeer en chlorideconcentratie in IJsselwater

| Naam | Afvoer IJssel naar IJsselmeer | Chlorideconcentratie in IJsselwater |
|---------------------|--|--|
| Huidige situatie | Gemeten | Gemeten |
| Referentie situatie | Gemeten | Berekend met Q-c relatie en parameters volgens Stand-still scenario voor zoutlozingen. |
| G, 2050 | Gemeten waarden gecorrigeerd volgens termen voor scenario G, 2050 afkomstig van te Linde (2007) | Berekend met Q-c relatie en parameters volgens Stand-still scenario voor zoutlozingen. |
| W+, 2050 | Gemeten waarden gecorrigeerd volgens termen voor scenario W+, 2050 afkomstig van te Linde (2007) | Berekend met Q-c relatie en parameters volgens Stand-still scenario voor zoutlozingen. |

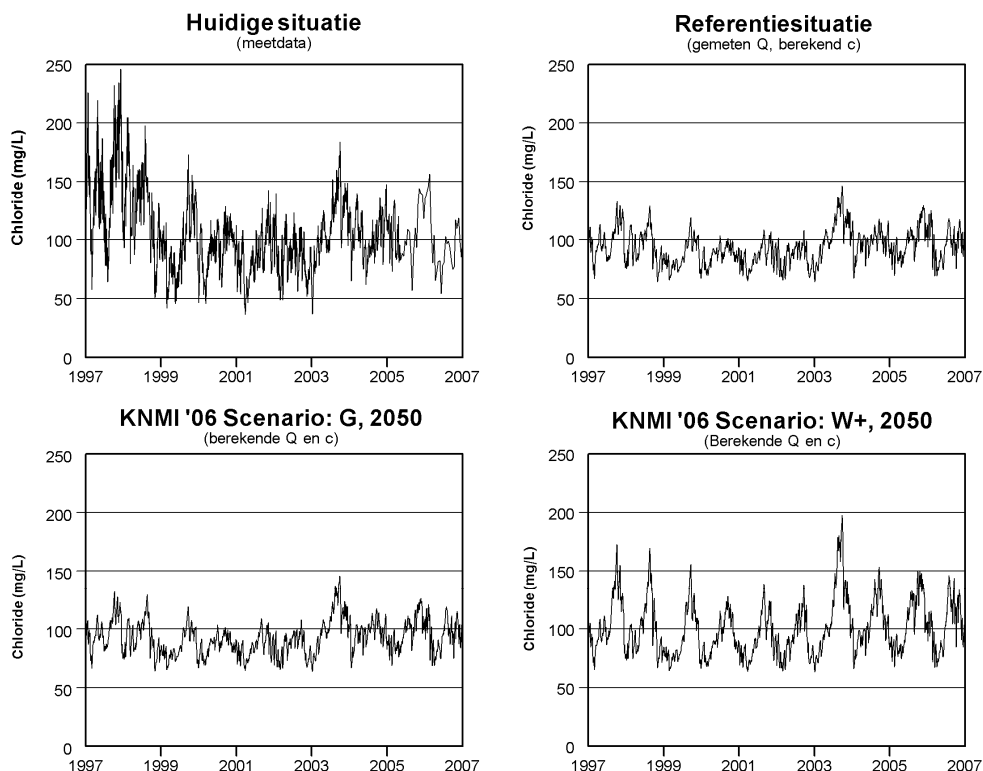


Fig. 4-4 Effect van de KNMI klimaatscenario's op chlorideconcentraties in de Rijn bij Lobith in mg/L

4.2.3 Zeespiegelstijging

Door stijging van de zeespiegel zullen (bij gelijkblijvend peilbeheer in het IJsselmeer) de hoeveelheid kwel via de Afsluitdijk en de schutverliezen toenemen. De grootte van deze twee posten in de huidige situatie is gebaseerd op de schatting door Rijkswaterstaat opgenomen in haar beheerverslag 2002-2004 (Syncera Water, 2006). Om het effect van zeespiegelstijging mee te nemen in de modelberekeningen, wordt de schatting van Rijkswaterstaat gecorrigeerd op basis van het waterstandsverschil tussen binnen- en buitenwater in de huidige situatie en in 2050. Hierbij worden de volgende waarden gebruikt:

- Huidig gemiddeld buitenwater peil (Kornwerd): HGB: NAP +0,1 m
- Huidig gemiddeld IJsselmeerpeil: HGIJ: NAP -0,3 m
- Stijging volgens KNMI G, 2050: $\Delta h_{G, 2050}$: 0,15 á 0,25 m $\rightarrow \Delta h_{G, 2050} = 0,20$ m
- Stijging volgens KNMI W+, 2050: $\Delta h_{W+, 2050}$: 0,20 á 0,35 m $\rightarrow \Delta h_{W+, 2050} = 0,28$ m

De relatieve toename van de gecombineerde post van dijkse kwel en schutverliezen wordt als volgt berekend:

$$\Delta Q_{2050,G} = \frac{\Delta h_{G,2050}}{HGB - HGIJ} \times 100\% = \frac{0,2}{+0,1 - (-0,3)} \times 100\% = 50\% \quad (19a)$$

$$\Delta Q_{2050,W+} = \frac{\Delta h_{W+,2050}}{HGB - HGIJ} \times 100\% = \frac{0,28}{+0,1 - (-0,3)} \times 100\% = 70\% \quad (19b)$$

Alleen de flux wordt aangepast in het bakjesmodel, het is onwaarschijnlijk dat de chlorideconcentratie van de dijkse kwel of schutverliezen wijzigt.

4.2.4 Interne verzilting

Onder interne verzilting wordt de verzilting van de polders om het IJsselmeergebied verstaan. De zoutvracht kan op twee manieren toenemen: 1) de flux van brakke kwel die wordt uitgeslagen op het IJsselmeergebied neemt toe, of 2) de chlorideconcentratie van uitgeslagen water neemt toe.

De verzilting van de polders is gemodelleerd door Deltares met het zogenaamde klimaatatlasmodel (Delsman *et al.*, 2009). Zij hebben hierbij gebruik gemaakt van een grondwatermodel gebaseerd op de MOC DENSE3D code. De resultaten van de berekeningen zijn samengevat in Tabel 4-3 en Tabel 4-4 die respectievelijk de relatieve veranderingen in het IJsselmeer en Markermeer weergeven. De veranderingen zijn weergegeven ten opzichte van het basisjaar 2010. Opgemerkt wordt dat polders afwaterend op het Gooi en Eemmeer wel zijn gemodelleerd maar hiervan worden de resultaten niet betrouwbaar geacht.

Tabel 4-3 Relatieve verandering in zoutvracht en afvoer van de belangrijkste gemalen die uitslaan op het IJsselmeer in 2050 voor klimaatscenario's W en G+.

| Gemaal | Zoutvracht G | Zoutvracht W+ | Afvoer G | Afvoer W+ |
|----------------------------|--------------|---------------|----------|-----------|
| Gemaal Colijn Hoog | -2% | -4% | 0% | -1% |
| Gemaal Colijn Laag | -2% | -4% | 0% | -1% |
| Gemaal Smeenge | 0% | 3% | 0% | 1% |
| Gemaal Buma | 0% | 3% | 0% | 1% |
| Gemaal Lely | 20% | 22% | 1% | 1% |
| Gemaal Vissering | 0% | 3% | 0% | 1% |
| Gemaal Hoogland | 12% | 13% | 2% | -2% |
| Gemaal Wouda | 12% | 13% | 2% | -2% |
| Gemaal Vier Noorder Koggen | -2% | -3% | 0% | -3% |
| Gemaal Grootslag | -2% | -3% | 0% | -3% |

Tabel 4-4 Relatieve verandering in zoutvracht en afvoer van de belangrijkste gemalen die uitslaan op het Markermeer in 2050 voor klimaatscenario's W en G+.

| Gemaal | Zoutvracht G | Zoutvracht W+ | Afvoer G | Afvoer W+ |
|--------------------------------|--------------|---------------|----------|-----------|
| Gemaal Blocq van Kuffeler Laag | -2% | -4% | 0% | -1% |
| Gemaal Blocq van Kuffeler Hoog | -2% | -4% | 0% | -1% |
| Gemaal Wortman | -2% | -4% | 0% | -1% |
| Gemaal De Poel | 2% | 2% | -1% | -1% |
| Gemaal De Warder | 19% | 24% | 5% | 6% |
| Gemaal Drieban | 3% | -9% | 0% | -11% |
| Gemaal Oosterpolder | 0% | 1% | 0% | -1% |

4.3 Effecten op waterkwaliteit Markermeer en IJsselmeer

De bovenstaande autonome ontwikkelingen vormen de bouwstenen voor drie scenario's: het **referentiescenario**: met alle inposten van zout en water ingevoerd op basis van gemeten reeksen, met uitzondering van de Q-c relatie voor de Rijn, het KNMI klimaatscenario **G, 2050** en het KNMI klimaatscenario **W+, 2050**. Zie ook Tabel 4-2.

De resultaten van scenario's G en W+ worden vergeleken met het referentiescenario in Fig. 4-5. De resultaten van scenario G verschillen niet veel van het referentiescenario. De chlorideconcentratie in het Markermeer daalt licht tot maximaal 3 mg/L. De concentratie in het IJsselmeer ligt iets boven het referentiescenario, tot 6 mg/L. In zowel het Markermeer als IJsselmeer blijft de chlorideconcentratie gedurende de gehele simulatiereeks onder de norm uit het Waterleidingbesluit (150 mg/L).

De resultaten voor scenario W+ wijken meer af van het referentiescenario. In het Markermeer is sprake van een relatief geringe stijging tot 6 mg/L en blijft de chlorideconcentratie onder de norm. In het IJsselmeer lopen de chlorideconcentraties op tot 79 mg/L boven de norm. De overschrijdingskans (op dagbasis) bedraagt 9,3%. De gemiddelde overschrijdingsduur bedraagt 64 dagen, de maximale 177 dagen en de minimale 6 dagen. Opvallend is dat bij W+ de winterconcentraties iets lager liggen dan in de referentiesituatie.

Fig. 4-6 geeft de bijdrage van de inposten van water en chloride op de verandering in chlorideconcentratie van het IJsselmeer en Markermeer weer. Deze figuur geeft veel inzicht in de herkomst van toekomstige verzilting van het IJsselmeergebied. De volgende zaken vallen op:

- Voor het Markermeer zijn neerslag en verdamping en afwatering van de omliggende polders maatgevend. Voor het IJsselmeer zijn dit de IJssel, en kwel en schutverliezen via de Afsluitdijk.
- In scenario G hebben veranderingen in neerslag, verdamping en IJssel afvoer voor zowel IJsselmeer als Markermeer een verzoetend effect, in scenario W+ juist een verziltend effect;
- De verzilting via de Afsluitdijk leidt tot een toename van 10 mg/L bij scenario G en 30 mg/L bij scenario W+;
- De geringe extra verzilting van het Markermeer is opvallend: immers uit Fig. 3-10 blijkt dat het IJsselmeer de voornaamste chloridebron is. Om dit te begrijpen moeten we de interactie tussen het IJsselmeer en Markermeer in detail bezien. Fig. 4-7 geeft de berekende chloridereeks weer voor 2050 onder W+ met de spuidebieten tussen IJssel- en Markermeer. Te zien is dat water vanuit het IJsselmeer wordt gespuid naar het Markermeer in de lente en zomer. Meestal ligt de chlorideconcentratie in het IJsselmeer lager dan die in het Markermeer. Uit Fig. 4-7 blijkt verder dat de extra verzilting vooral optreedt in het najaar wanneer er juist vanuit Markermeer naar IJsselmeer wordt gespuid. Het huidige spuidebeheer van de Houtribdijk kan dus klimaateffecten op het Markermeer deels mitigeren.

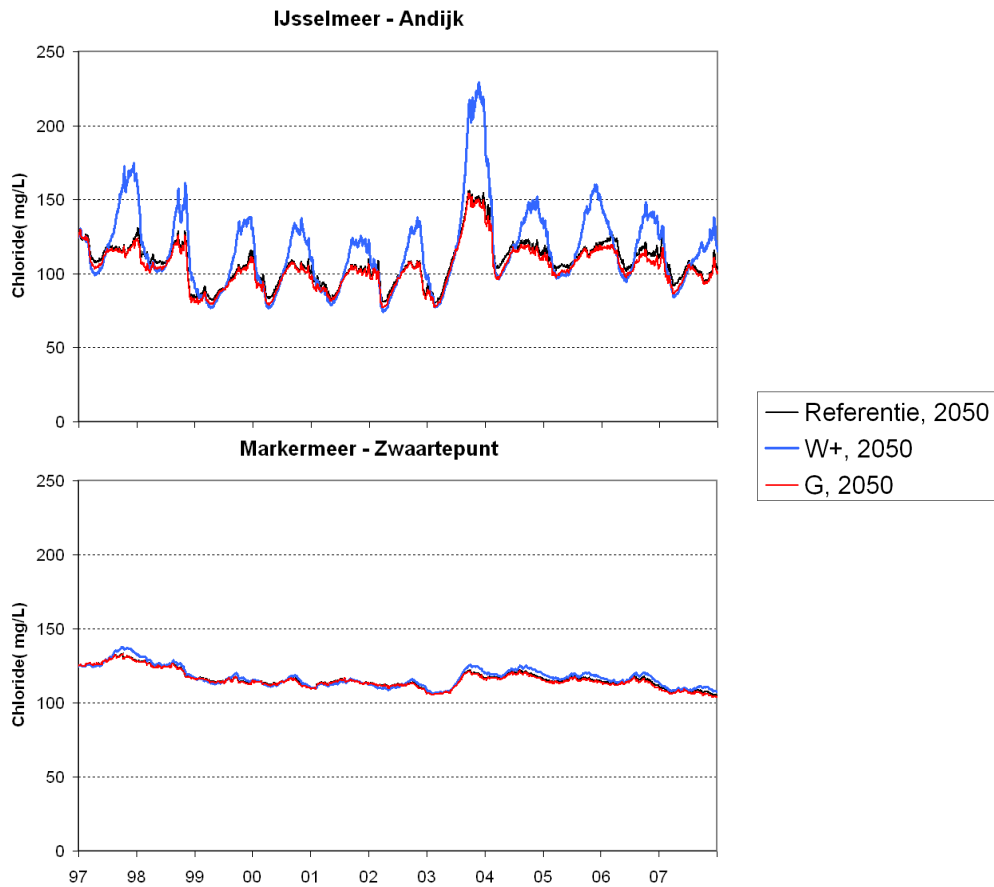


Fig. 4-5 Berekende chlorideconcentraties in het Markermeer (zwaartepunt) en IJsselmeer (bij Andijk) waarbij de periode 1997-2007 is getransformeerd naar het doorzichtjaar 2050 volgens de KNMI scenario's G en W+ en de zoutvracht naar de Rijn voor de huidige situatie (gemiddelde 2007-2008) is gebruikt.

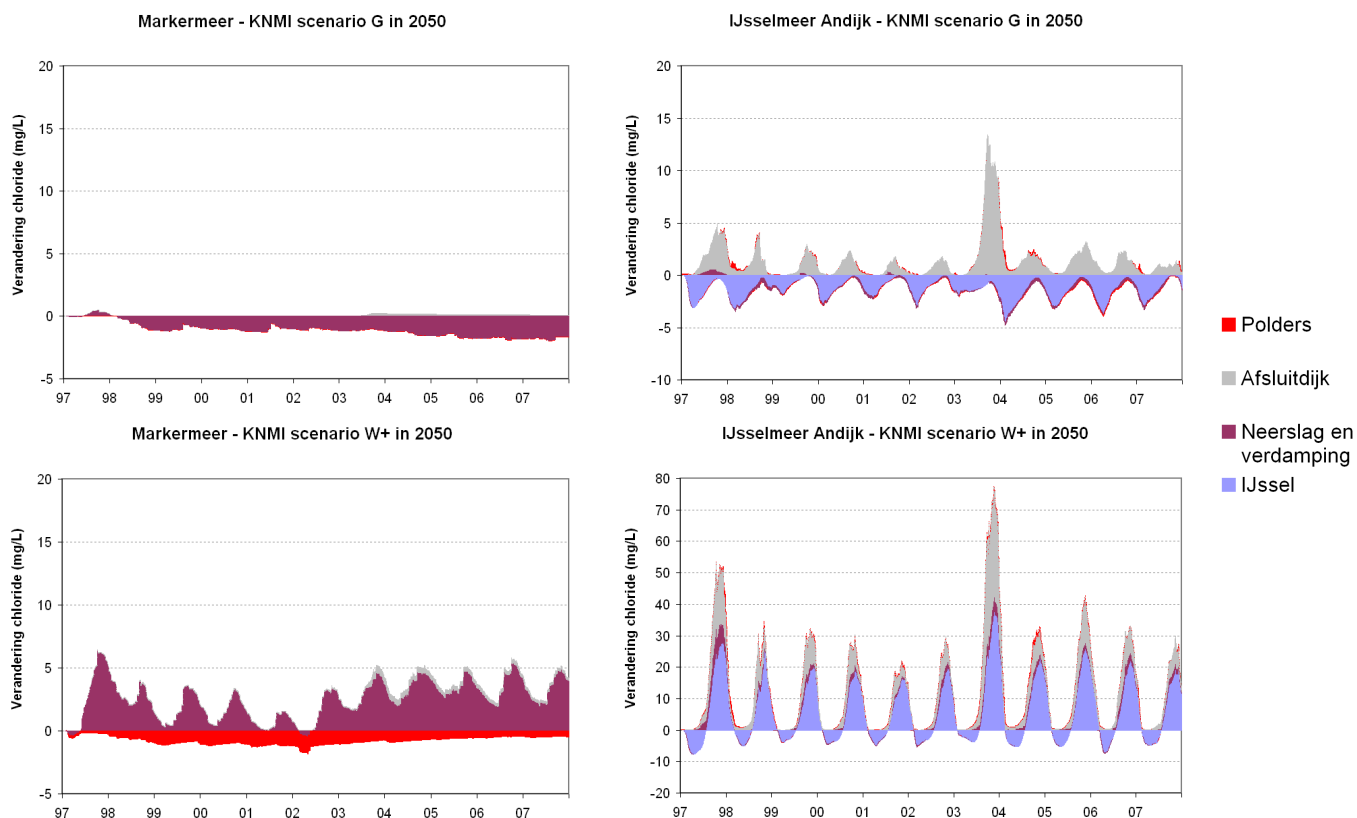


Fig. 4-6 Bijdrage van IJssel, Afsluitdijk, polders en neerslag en verdamping aan de chlorideconcentratie in het IJsselmeer bij Andijk en Markermeer voor klimaatscenario's G en W+ in 2050 en de zoutvracht naar de Rijn voor de huidige situatie (gemiddelde 2007-2008) is gebruikt (let op afwijkende y-as voor W+ in het IJsselmeer).

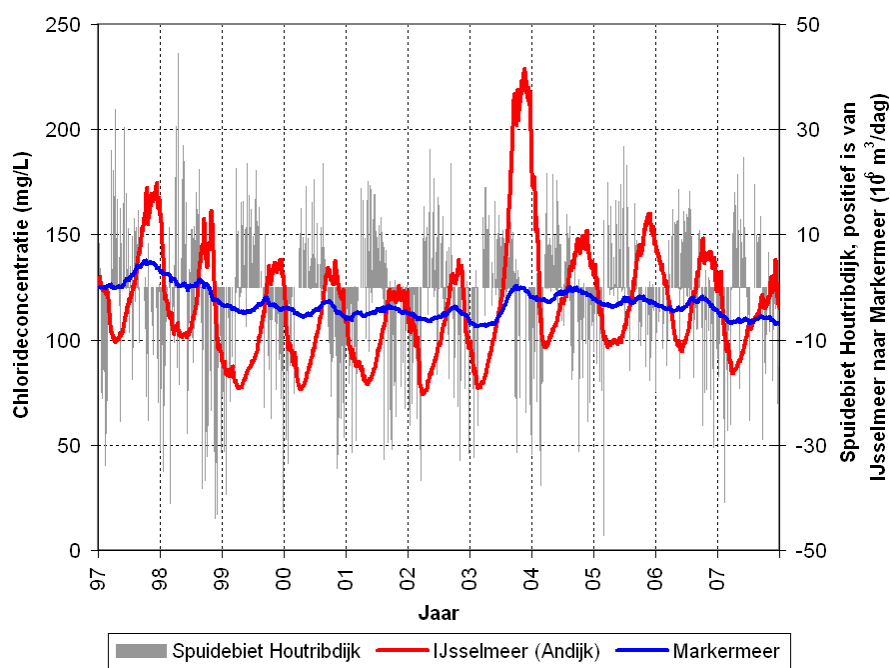


Fig. 4-7 Chlorideconcentratie in het IJsselmeer en Markermeer bij KNMI scenario W+in 2050 met spuidebieten van de Houtribdijk.

5 Effecten herinrichting en veranderend waterbeheer

5.1 Inleiding

De slechte waterkwaliteit van het Markermeer en de vraag naar ruimte tussen Amsterdam en Almere zijn aanleiding geweest om plannen te maken en projecten op te starten in het IJsselmeergebied. Voorbeelden zijn: de Toekomstagenda Markermeer IJmeer, de Natuurfabriek voor het Marker- en IJmeer, Natuurlijk(er) Markermeer-IJmeer, het advies van de Deltacommissie en uiteraard het project dat het kader vormt voor dit rapport: Wetlands IJsselmeergebied.

Op basis van de genoemde projecten zijn vijf inrichtings en/of beheersvarianten doorgerekend met het model. De varianten zijn gebaseerd op concrete plannen voor herinrichting en beheer. Tabel 5-1 geeft een overzicht van de varianten. De berekeningen zijn uitgevoerd voor het zichtjaar 2050 met de randvoorwaarden volgens het KNMI scenario W+. De resultaten van de variantberekeningen worden vergeleken met de resultaten van scenario W+. We merken op dat in geen van de modellen de watervraag, het spui-beheer bij de Houtribdijk of Afsluitdijk zijn aangepast. Deze aspecten zijn wel degelijk van invloed en kunnen worden gezien als belangrijke stuurknoppen om de waterkwaliteit te beïnvloeden maar vallen buiten de scope van het huidige onderzoek.

Tabel 5-1 Overzicht varianten herinrichting en veranderend waterbeheer

| Variant | Korte omschrijving | Achtergrond |
|--------------------------------------|--|----------------------------------|
| Oermoeras Markermeer | Aanleg oermoeras van 3000 Ha tegen Houtribdijk | Wetlands IJsselmeergebied |
| Slibvangput Markermeer | Aanleg slibput in het Markermeer | Wetlands IJsselmeergebied |
| Vernatting Noord Holland & Flevoland | Aanleg natte natuur Noord Holland en Oostvaarderswold | Wetlands IJsselmeergebied |
| Peilstijging IJsselmeer | Peil IJsselmeer stijgt mee met zeespiegel, Markermeer blijft gelijk | Deltacommissie |
| Omzetten bemaling Zuiderzeeland | Zuiderzeeland wil Blocq v Kuffeler (op het Markermeer) intensiever gaan gebruiken. Hierdoor neemt afwatering via Colijn op het Ketelmeer af. | Plannen Waterschap Zuiderzeeland |

In het onderstaande worden de verschillende varianten besproken en de effecten gepresenteerd.

5.2 Uitgangspunten

5.2.1 Variant 1: Oermoeras Markermeer

Binnen het programma 'Natuurlijk(er) Markermeer-IJmeer' wordt een oermoeras voorzien in de noordoosthoek van het Markermeer. Dit moeras moet een ecologische impuls aan het Markermeer geven. Afhankelijk van de uitvoeringswijze kan dit oermoeras effect hebben op de verzilting van het Markermeer. Hierbij spelen de volgende factoren een rol:

- De grootte van het oermoeras;
- De aanlegwijze: opgespoten of een drijvend eiland;
- De herkomst van zand waarmee het oermoeras wordt opgespoten.

Om inzicht te krijgen in de gevoeligheid van verzilting door het oereiland, is uitgegaan van een *worst case* benadering. Hierbij wordt een oermoeras van 3.000 Ha opgespoten met zand dat verzadigd is met water met een chloridegehalte gelijk aan zeewater (16.000 mg/l). Dit kan Noordzeezand zijn of lokaal gewonnen zand verzadigd met fossiel zout grondwater. Nadat het oermoeras is opgespoten, zal het zout langzaam onder invloed van infiltrerend regenwater uitspoelen en gedeeltelijk in het Markermeer terecht komen. De uitspoeling van zout is door Deltares gesimuleerd met een lokaal zoet-zout grondwatermodel dat een

maatgevende doorsnede weergeeft (Delsman *et al.*, 2009). De ligging van het oermoeras is weergegeven in Fig. 5-1. De zoutflux berekend door Deltares is opgenomen in het bakjesmodel als extra post in het Markermeer. Hierbij is 1 jaar inrekening meegenomen waarbij het moeras nog niet is aangelegd. Verder is de grootte van het Markermeer bakje verkleind met 3.000 Ha.

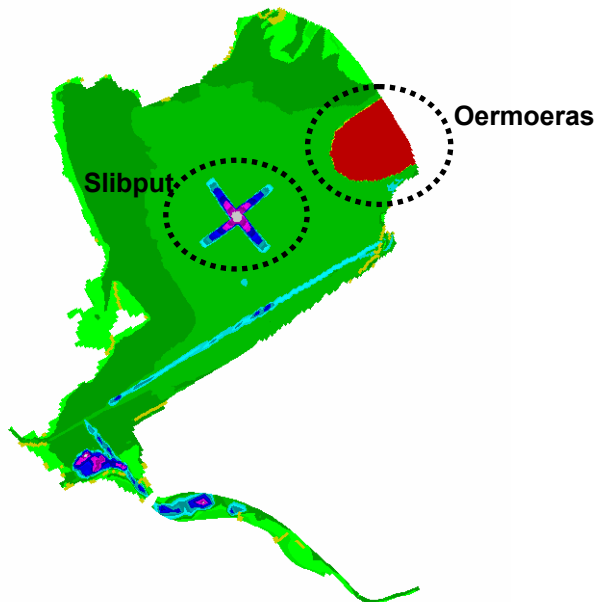


Fig. 5-1 Diepteligging oermoeras (variant 1) en slibput (variant 2) (Boderie and Vijverberg, 2008).

5.2.2 Variant 2: Slibvangput Markermeer

Om het slibprobleem in het Markermeer op te lossen, wordt momenteel onderzocht of een grote slibput gebruikt kan worden om zwevende deeltjes te laten bezinken (Boderie and Vijverberg, 2008). De bodem van de slibput zal vermoedelijk in het Pleistocene zand (onder de slecht doorlatende Holocene deklaag) moeten liggen om de slibput voldoende diepte te geven. Doordat de slecht doorlatende laag wordt verwijderd zal wegzijging van water uit het Markermeer naar het watervoerende pakket toenemen. Dit veroorzaakt een toename van zowel de stijghoogte in het watervoerende pakket als de hoeveelheid brakke kwel in de omliggende polders. Deze polders wateren weer af op het Markermeer of IJsselmeer waardoor de zoutvracht op het IJsselmeergebied kan toenemen.

De locatie van de slibput is tevens weergegeven in Fig. 5-1. De relatieve verandering van kwel (waterafvoer en zoutvracht) is door Deltares berekend met een regionaal zoet-zout grondwatermodel (Delsman *et al.*, 2009). De relatieve veranderingen zijn opgenomen in het bakjesmodel.

5.2.3 Variant 3: Vernatting Noord-Holland en Oosterwold

Rondom het Markermeer wordt een aantal natte natuurgebieden voorzien (Witmond *et al.*, 2009). Om de Oostvaardersplassen te verbinden met het Horsterwold en de Veluwe wordt het Oostvaarderswold aangelegd. Dit project is reeds in uitvoering en zorgt ook voor een natte zone in Flevoland. Op de landzijde in Noord-Holland is vernatting gewenst om zo moerasvogels meer leefgebied te bieden. Bij Edam, Volendam en Purmerend zijn dergelijke moerasachtige zones gepland.

Door peilverhoging zal de kwel van brak grondwater afnemen in deze poldergebieden. Mogelijk kan hierdoor wel in naastgelegen polders de kweldruk toenemen. Als over een groot gebied de kwel van brak grondwater afneemt, wordt de zoutvracht op het Markermeer kleiner. De veranderingen van kwel als gevolg van de peilveranderingen, zijn tevens berekend met het eerder genoemde regionale grondwatermodel door Deltares.

5.2.4 Variant 4: Peilverhoging IJsselmeer

De regering heeft in 2008 aan de zogenaamde Deltacommissie advies gevraagd over hoe Nederland zich kan wapenen tegen de effecten van klimaatverandering. Eén van de belangrijkste aanbevelingen in het advies van de Deltacommissie was dat het peil van het IJsselmeer moet meestijgen met de zeespiegel en het losgekoppeld moet worden van het Markermeer. Dit heeft een aantal gevolgen voor de verzilting van het gebied:

- Doordat het peilverschil tussen IJsselmeer en Waddenzee niet toeneemt, zal de hoeveelheid kwel via de Afsluitdijk en de schutverliezen bij de sluizen niet toenemen (een eventuele stijging van het aantal schuttingen buiten beschouwing latende). In de variantberekening is dit meegenomen door de zoutvracht van het IJsselmeer via de sluizen gelijk te stellen aan de huidige situatie.
- Door een hoger peil, nemen zowel de berging als de verblijftijd in het IJsselmeer toe. Dit leidt tot een afvlakking van seizoensinvloeden. Dit is meegenomen in het model door voor 2050 het peil in het IJsselmeer met 0,28 m te verhogen.
- Door een peilverhoging van het IJsselmeer, neemt de hoeveelheid brakke kwel in de omliggende polders toe. Dit veroorzaakt een toename van de zoutvracht uit deze polders naar het IJsselmeer. De relatieve toename van zoutbelasting uit de polders is berekend door.

5.2.5 Variant 5: Omzetten bemalingsregime Zuiderzeeland

Het Waterschap Zuiderzeeland renoveert in 2008 en 2009 het gemaal De Blocq van Kuffeler bij Almere. De belangrijkste doelstellingen van deze renovatie zijn (Waterschap Zuiderzeeland, 2009):

- het vergroten van flexibiliteit van de bemaling van Zuidelijk en Oostelijk Flevoland. Door gemaal De Blocq van Kuffeler te automatiseren kunnen de andere elektronische gemalen Colijn (bij Ketelhaven) en Lovink (bij Harderwijk) worden ontzien.
- Het voldoen aan de waterkwaliteitsdoelstellingen (bijvoorbeeld de Kaderrichtlijn Water). Onderzoek heeft aangetoond dat het water bij Dronten beter van kwaliteit is dan dat bij Almere. Nu wordt er veel met Gemaal Colijn bij Ketelhaven gemalen. Hierdoor wordt brak voedselrijk water dat opkwelt bij Almere door de hele polder geleid voordat het wordt geloosd op het Ketelmeer. Terwijl het zoete water dat opkwelt bij Dronten direct de polder wordt uitgepompt. Door met De Blocq van Kuffeler te pompen verbetert de situatie in de polder: brak water wordt direct bij Almere weggepompt en het zoete water dat bij Dronten opkwelt wordt gebruikt om brakke delen in de polder door te spoelen.

Kortom: het Waterschap Zuiderzeeland wil meer water uitslaan op het Markermeer en minder op het IJsselmeer. Hierbij komt de vraag op of er sprake is van afwenteling zoals verboden in de Kaderrichtlijn Water. Deze vraag heeft geleid tot een onderzoek uitgevoerd door Oranjewoud (Oranjewoud, 2007) waarin zij hebben gekeken of de omzetting van het bemalingsregime leidt tot een verslechtering van de waterkwaliteit in het Markermeer.

Oranjewoud heeft hiervoor een water en stoffenbalans opgesteld en als ingreep aangenomen dat de huidige afvoer bij Colijn in de toekomst wordt uitgeslagen bij De Blocq en vice versa. Een belangrijk uitgangspunt in de berekening van Oranjewoud is dat de chlorideconcentratie bij het gemaal De Blocq niet verandert in de toekomst. De zoutlast neemt dus proportioneel met het waterbezwaar toe. Deze aanname is twijfelachtig omdat De Blocq momenteel vooral wordt gebruikt bij extreme neerslag en dus een kleine fractie brak kwelwater in het uitslagwater heeft. Hierdoor is de chlorideconcentratie bij De Blocq onder het huidige bemalingsregime lager dan bij Colijn. Als het bemalingsregime wordt aangepast, is het waarschijnlijk dat het uitgeslagen water een grotere kwelcomponent zal gaan bevatten en de zoutlast op het Markermeer disproportioneel ten opzichte van de afvoer toeneemt. In onze berekeningen hebben we daarom aangenomen dat zowel de afvoer als de zoutvracht van Colijn en De Blocq worden omgedraaid in het model. Deze aanname is logisch omdat bij gelijkblijvend polderpeil, de totale hoeveelheid uitgeslagen water en zout gelijk moeten blijven.

De hoofdconclusie van het Oranjewoudrapport is dat er geen antwoord is te geven op de vraag of er sprake is van afwenteling bij een veranderend bemalingsregime. Verder wordt gesteld dat onvoldoende kon worden aangetoond dat de chlorideconcentratie stijgt als gevolg van het veranderende bemalingsregime.

5.3 Resultaten

Fig. 5-2 geeft de veranderingen in chloridegehalte weer in het IJsselmeer (Andijk) en het Markermeer (Midden) voor de vijf varianten ten opzichte van het KNMI scenario W+ in 2050. Uit de berekeningsresultaten valt op dat:

- De aanleg van de slibput en de vernatting van omliggende polders (respectievelijk scenario's 3 en 4) vrijwel geen invloed (< 5 mg/L) hebben op de chlorideconcentratie in het Markermeer.
- Het oermeeras leidt tot een maximale toename van het chloridegehalte van circa 15 mg/l. Direct na aanleg is de invloed verwaarloosbaar en neemt daarna langzaam toe. Na ongeveer 3 jaar is het effect maximaal en neemt daarna weer af. Na ongeveer 8 jaar is geen effect zichtbaar, het zout is dan dus uit het systeem gespoeld.
- De peilstijging in het IJsselmeer leidt tot een verlaging van het chloridegehalte, tot maximaal 35 mg/L bij Andijk. In de meeste jaren ligt de verlaging in de grootteorde van 5 tot 15 mg/l. Deze afname is het gevolg van de afnemende zoutvracht via de Afsluitdijk. Deze afname in zoutvracht heeft een groter effect op de concentratie bij Andijk dan de toenemende zoutvracht in de omliggende polders;
- Het omzetten van het bemalingsregime van Zuiderzeeland leidt tot een stijging in het chloridegehalte tussen 45 en 80 mg/L in het Markermeer. In het IJsselmeer is in de zomer een lichte daling te zien (< 5 mg/L) en in het najaar een relatief grote stijging (tot 10 mg/L). Dit is opmerkelijk omdat de directe zoutvracht op het IJsselmeer juist afneemt. De schijnbare tegenstelling wordt veroorzaakt door het spuiregime over de Houtribdijk. In de herfst wordt water vanuit het Markermeer naar het IJsselmeer gespuid. Juist in de herfst is in de huidige situatie de chlorideconcentratie in het IJsselmeer op z'n hoogst als gevolg van de lage Rijnafvoer. De instroom vanuit het Markermeer zorgt dan voor een verzoeting van het IJsselmeer. Als de chlorideconcentratie in het Markermeer toeneemt is het verzoetend effect minder groot. In het voorjaar en zomer is de afvoer in de Rijn relatief hoog en de verblijftijd in het IJsselmeer laag.

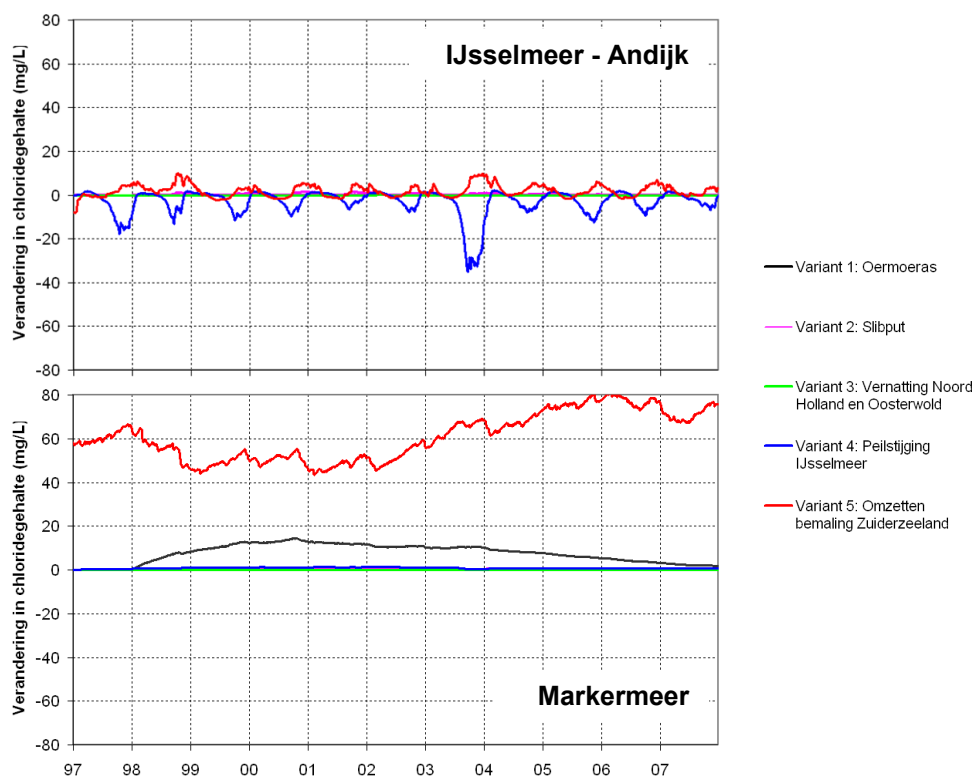


Fig. 5-2 Berekende verandering in chloridegehalte in het IJsselmeer en Markermeer onder verschillende inrichtings- en waterbeheersvarianten. Effecten zijn weergegeven ten opzichte van berekende chloridegehalten voor 2050 volgens W+.

6 Conclusies & aanbevelingen

Is het Markermeer een geschikte drinkwaterbron?

Uit een analyse van de monitoringsdata uit de DONAR database van Rijkswaterstaat en monitoringsdata van RIWA Rijn volgt dat macroïonen als chloride, natrium en sulfaat in de huidige situatie geen bezwaar vormen om water uit het Markermeer te gebruiken als grondstof voor drinkwater. Problematisch voor het Markermeer is de concentratie zwevend stof die vrijwel ieder jaar boven de BKMO norm ligt. Mogelijk dat de helderheid in de Gouwee hoger is door de aanwezigheid van kranwierien.

Voor complexvormers, farmaceutische middelen en ETBE wordt verwacht dat ze in de toekomst in toenemende mate een probleem zullen vormen. Monitoringsdata om de huidige situatie vast te leggen ontbreken. In zijn algemeenheid kan gesteld worden dat de lange verblijftijd van water in het Markermeer ervoor zorgt dat stoffen die zich in piekconcentraties manifesteren sterk verdund worden. Door de geïsoleerde ligging van het Markermeer kan met gericht waterbeheer tevens worden gezorgd dat piekconcentraties van bepaalde stoffen (bijvoorbeeld bij calamiteiten op de Rijn) het Markermeer niet bereiken. Voor stoffen die geleidelijk of diffuus worden geloosd werkt de hoge verblijftijd juist nadelig op de waterkwaliteit in het Markermeer.

Hoe ontwikkelt de verzilting van het Markermeer en IJsselmeer zich in de toekomst onder klimaatverandering?

Om de toekomstige verzilting van het Markermeer en IJsselmeer te kunnen beoordelen hebben we een bakjesmodel gemaakt waarmee we de water en chloridebalans dynamisch in de tijd voor de periode 1997-2007 simuleren. Dit model is toegepast om de verzilting van het IJsselmeergebied te simuleren in 2050 onder de KNMI scenario's G en W+. Uit de berekeningen blijkt dat het IJsselmeergebied bij KNMI scenario G niet verder aan verzilting onderhevig is dan momenteel het geval is. Bij KNMI scenario W+ neemt de verzilting toe met maximaal 80 mg/L in het IJsselmeer en 6 mg/L in het Markermeer.

Uit een analyse van de herkomst van de verzilting in het IJsselmeer blijken een lage afvoer op de Rijn en intrusie van zout water via de Afsluitdijk de belangrijkste oorzaken te zijn. Klimaatverandering heeft op verschillende manieren een negatief effect op deze verzilting: 1) door lagere afvoer in de Rijn wordt de zoutvracht minder verdund en stijgt de chlorideconcentratie; 2) door lagere afvoer in de Rijn nemen de doorstroming en spuidebiet van het IJsselmeer af en dringt zout water bij de Afsluitdijk verder het IJsselmeer in; 3) door zeespiegelstijging nemen de hoeveelheid zoute kwel en schutverliezen bij de Afsluitdijk toe.

In het Markermeer blijken veranderingen in neerslag en verdamping en uitslagen van de omliggende polders belangrijk. Maar de veranderingen hierin zijn te klein om een verandering van de verzilting van betekenis te veroorzaken. Het is opvallend dat in de klimaatscenario's de stijgende chlorideconcentratie in het IJsselmeer geen doorwerking heeft in het Markermeer. Dit komt door het huidige spuuregime bij de Houtribdijk. Dit betekent dus dat het Markermeer meer 'climate proof' is dan het IJsselmeer.

Hoe ontwikkelt de verzilting van het Markermeer en IJsselmeer zich in de toekomst bij herinrichting en veranderingen in waterbeheer?

De aanleg van de slibput en vernatting van omliggende polders hebben geen significante invloed op de chlorideconcentratie in het IJsselmeer en Markermeer. De aanleg van een oermoeras in het Markermeer leidt tot een maximale toename van het chloridegehalte van circa 15 mg/l die na 8 jaar is weggeëbd. De peilstijging in het IJsselmeer volgens Veerman leidt tot een verlaging van het chloridegehalte, tot maximaal 35 mg/L bij Andijk en in de meeste jaren ligt de verlaging in de grootteorde van 5 tot 15 mg/l.

Het omzetten van het bemalingsregime van Zuiderzeeland leidt tot een stijging van het chloridegehalte tussen 45 en 80 mg/L in het Markermeer. In het IJsselmeer is in de zomer een lichte daling te zien (<5 mg/L) en in het najaar een iets grotere stijging (tot 10 mg/L). Bij deze variant wordt het Markermeer ongeschikt als grondstof voor drinkwaterbereiding (tenzij ontzilting wordt toegepast).

Aanbevelingen

Een verrassende conclusie uit dit onderzoek is dat bij lage afvoer in de Rijn, dijkse kwel en schutverliezen over de Afsluitdijk een grote invloed hebben op de chlorideconcentratie bij Andijk. Deze invloed is als een diffusie-term meegenomen in het model maar verdient gezien het belang nader onderzoek. Het model zou duidelijk in betrouwbaarheid verbeteren als de relatieve bijdragen van zout van verschillende posten uit meetdata te herleiden zijn. Het belang van zout water intrusie over de Afsluitdijk kan nader onderzocht worden door geleidbaarheidsdiepteprofielen te meten in een raai loodrecht op de Afsluitdijk in een periode met lage afvoer. Een andere optie is om bij het waterinlaatpunt bij Andijk de waterkwaliteit nader te onderzoeken. De moleculaire verhouding Na/Cl of Br/Cl verschilt sterk afhankelijk van de bron van het zout en kan gebruikt worden om de herkomst van het zout te bepalen.

7 Referenties

- Aota, Y., Kumagai, M. and Ishikawa, K., 2002. Over twenty years trend of chloride ion concentration in Lake Biwa, Residence Time in Lakes: Science, Management, Education. *Journal of Limnology*, Bolsena pp. 6.
- Appelo, C.A.J. and Postma, D., 2005. *Geochemistry, groundwater and pollution*, second edition. A.A. Balkema, Leiden, 04 1536 428 0, 649 pp.
- Arheimer, B. et al., 2005. Climate change impact on water quality: model results from southern Sweden. *Ambio*, 34(7): 7
- Baggelaar, P.K. and Van der Meulen, E.C.J., 2009. Historische en toekomstige ontwikkelingen chloridebelasting in het traject Lobith tot Andijk. RIWA Rijn, Nieuwegein.
- Bakker, A. and Bessembinder, J., 2007. Neerslagreeksen voor de KNMI'06 scenario. *H2O*, 40(22): 2
- Besluit Kwaliteitsdoelstellingen en Metingen Oppervlaktewateren, 1984, Staatsblad 1983, nr. 606,
- Boderie, Meijers and Penailillo, 2006. Verification national SOBEK temperature model (in Dutch), Delft Hydraulics, Delft, Q4161
- Boderie, P. and Vijverberg, T., 2008. Analyse scenarioberekeningen Markermeer, Deltares, Delft, Q4613
- Branchu, P. and Bergonzini, L., 2004. Chloride concentrations in Lake Tanganyika: an indicator of the hydrological budget? *Hydrology and Earth System Sciences*, 8(2): 256-265
- Calkins, D. and Dunne, T., 1970. A salt tracing method for measuring channel velocities in small mountain streams. *Journal of Hydrology*, 11(4): 379-392
- Chapra, S.C., Dove, A. and Rockwell, D.C., 2009. Great Lakes chloride trends: Long-term mass balance and loading analysis. *Journal of Great Lakes Research*, 35(2): 272-284
- Cugier, P., Billen, G., Guillaud, J.F., Garnier, J. and Ménesguen, A., 2005. Modelling the eutrophication of the Seine Bight (France) under historical, present and future riverine nutrient loading. *Journal of Hydrology*, 304(1-4): 381-396
- Davis, J. and Zobrist, J., 1978. The Interrelationships Among Chemical Parameters in Rivers--Analysing the Effect of Natural and Anthropogenic Sources *Progress in Water Technology* 10(5/6): 13
- De Bruijn, F.A. and Mazijk, A., 2003. Klimaatinvloeden op de kwaliteit van het Rijnwater. Startdocument Klimaatproject RIWA.,
- De Wit, M., Buiteveld, H. and Van Deursen, W., 2007. Klimaatverandering en de afvoer van de Rijn en Maas, RIZA, Lelystad, RIZA Memo WRR/2007-006
- Delsman, J., Borren, W., Essink, G.O., Stuurman, R. and Verkaik, J., 2009. Veranderingen in het grondwatersysteem van het Markermeergebied - Rapportage DC project Wetlands in het IJsselmeer (concept), Deltares, Utrecht,
- Doerr, S.M. et al., 1994. Chloride model for polluted onondaga lake. *Water Research*, 28(4): 849-861
- Evans, C.D., 2005. Modelling the effects of climate change on an acidic upland stream. *Biogeochemistry*, 74(1): 21-46. [10.1007/s10533-004-0154-6](https://doi.org/10.1007/s10533-004-0154-6)
- Fleig, M., Mertineit, S. and Brauch, H.J., 2008. Aktuelle und zukünftige Entwicklung der Belastung mit Chlorid in Rheineinzugsgebiet - Studie in Auftrag der RIWA
- Göncü, S. and Albek, E., 2008. Modelling climate change impacts on suspended and dissolved water quality constituents in watersheds. *Parlar Scientific Publications (P S P)*, pp. 1501-1510.
- Göncü, S. and Albek, E., 2009. Modeling Climate Change Effects on Streams and Reservoirs with HSPF. *Water Resources Management*. [10.1007/s11269-009-9466-6](https://doi.org/10.1007/s11269-009-9466-6)
- Heugens, E.H.W. et al., 2008. Probleemstoffen bij de drinkwaterbereiding: stof- en productregistraties in relatie tot de waterkwaliteitsregelgeving. RIVM Rapport 601024001/2008, RIVM,
- IAWR, 2008. Donau -, Maas - und Rhein - MEMORANDUM 2008,
- Koerselman, S., 2001. Vergelijking verdamping volgens methode Makkink en SEBAL in het Wolderwijd en het Veluwemeer in het jaar 1998. RDIJ rapport 2001-18. ISBN 90-361-9128-3-0,
- Kuiper, M., Hulsbergen, R. and Van Kessel, T., 2008. Modelleringslibhuishouding Markermeer. Delft Cluster.
- Leenen, J., 1982a. Wind induced diffusion in a shallow lake, a case study. *Aquatic Ecology*, 16(2): 231-240
- Leenen, J.D., 1982b. Hydrology of Tjeukemeer. *Hydrobiologia*, 95(1): 199-203
- Loos, S., Middelkoop, H., van der Perk, M. and van Beek, R., 2009. Large scale nutrient modelling using globally available datasets: A test for the Rhine basin. *Journal of Hydrology*, 369(3-4): 403-415

- Middelkoop, H. et al., 2001. Impact of Climate Change on Hydrological Regimes and Water Resources Management in the Rhine Basin. *Climatic Change*, 49(1): 105-128
- Molenaar, J.G., 2005. Ecologische relaties tussen het IJmeer en zijn omgeving: een verkenning van de mogelijkheden en perspectieven voor compensatie van aantasting van het IJmeer, Alterra, Wageningen, Reference 1235
- Noordhuis, R., 2001. Doorzicht Markermeer verslechterd door afname Driehoeksmossel. *Trends in Water*
- Noordhuis, R. and Houwing, E.J., 2003. Afname van de Driehoeksmossel in het Markermeer. Oorzaken en gevolgen van en vermoedelijke 'crash' met betrekking tot de waterkwaliteit, slibhuishouding en natuurwaarden, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad, 2003.016
- Nutzmann, G., Holzbecher, E. and Pekdeger, A., 2003. Evaluation of the water balance of Lake Stechlin with the help of chloride data, *Advances in Limnology*, pp. 11-23.
- Oranjewoud, 2007. Effecten van een ander bemalingsregime van gemaal De Blocq van Kuffeler op het Markermeer. Is er sprake van afwenteling?, 177265 rev 4
- RIWA Rijn, 2008. Jaarrapport 2007 De Rijn. RIWA-Rijn, Vereniging van Rivierwaterbedrijven, Nieuwegein, 978-90-6683-131-5.
- Schauser, I. and Chorus, I., 2009. Water and phosphorus mass balance of Lake Tegel and Schlachtensee - A modelling approach. *Water Research*, 43(6): 1788-1800
- Senhorst, H.A.J. and Zwolsman, J.J.G., 2005. Climate change and effects on water quality: a first impression. *Water Science & Technology* 50(5): 6
- Shabalova, M.V., Deursen, W.P.A.v. and Buishand, T.A., 2003. Assessing future discharge of the river Rhine using regional climate model integrations and a hydrological model. *Climate Research*, 23(3): 233-246.10.3354/cr023233
- Syncera Water, 2006. Beheersverslag Rijkswateren IJsselmeergebied 2002-2004. IJ Rapport 2006-4 90 369 1348 9, 187 pp.
- Te Linde, A., 2007. Effect of climate change on the rivers Rhine and Meuse. Applying the KNMI 2006 scenarios using the HBV model. Project nr. Q4286, WL | Delft Hydraulics, Delft,
- Van Daal, K., Zwolsman, J.J.G. and Doomen, A., 2007. Markermeer als bron voor drinkwatervoorziening. KWR 07.123 december 2007,
- Van Den Hurk, B., Tank, A.K. and Lenderink, G., Ulden, A. van, Oldenborgh, G.J. van, Katsman, C., Brink, H. van den., Keller, F., Bessembinder, J., Burgers, G., Komen, G., Hazeleger, W., and Drijfhout, S., 2006. KNMI Climate Change Scenarios 2006 for the Netherlands Royal Netherlands Meteorological Institute, De Bilt,
- van der Weijden, C.H. and Middelburg, J.J., 1989. Hydrogeochemistry of the River Rhine: Long term and seasonal variability, elemental budgets, base levels and pollution. *Water Research*, 23(10): 1247-1266
- Van Loon, A. and Droogers, P., 2006. Berekening openwater verdamping. Future water in opdracht van Wetterskip Fryslan,
- van Vliet, M.T.H. and Zwolsman, J.J.G., 2008. Impact of summer droughts on the water quality of the Meuse river. *Journal of Hydrology*, 353(1-2): 1-17
- van Wezel, A., Puijker, L., Vink, C., Versteegh, A. and de Voogt, P., 2009. Odour and flavour thresholds of gasoline additives (MTBE, ETBE and TAME) and their occurrence in Dutch drinking water collection areas. *Chemosphere*, 76(5): 672-676
- VEWIN, 1994. Markermeer, een studie naar de haalbaarheid van het Markermeer als bron voor de drinkwatervoorziening,
- Waterschap Zuiderzeeland, 2009. Renovatie Gemaal De Blocq van Kuffeler, http://www.zuiderzeeland.nl/voldoende_water/gemalen_in_flevoland/gemaal_de_blocq_van/@74483/renovatie_gemaal_de/
- Witmond, B. et al., 2009. Wetlands in het IJsselmeer - Van Zuiderzeewerken naar IJsselmeerwerken Eindrapport, Stichting Wetlands in het IJsselmeer, Amsterdam,
- Zuber, A., 1986. On the interpretation of tracer data in variable flow systems. *Journal of Hydrology*, 86(1-2): 45-57
- Zwolsman, J.J.G. and Bokhoven, A.J.v., 2007. Impact of summer droughts on water quality of the Rhine River - a preview of climate change? *Water Science & Technology* 56(4): 10.doi:10.2166/wst.2007.535

I Toetsing DONAR data aan Waterleidinbesluit

Toetsing van waterkwaliteitsgegevens Markermeer Midden (Zwaartepunt) en Nieuwegein aan Tabel II. Chemische parameters WLB

| Parameter | Maximum toelaatbare | | Eenheid | | Markermeer zwaartepunt | | Periode | | Lekkanaal Nieuwegein | | Periode | | Opmerking bij data |
|--|---------------------|-------|---------|------|------------------------|-------------------|-----------|-----------|----------------------|------------|-----------|-----------|---|
| | 0,10 | 0,010 | µg/l | µg/l | maximale waarde | gemiddelde waarde | 2005-2007 | 2005-2007 | maximale waarde | gemiddelde | 2000-2007 | 2000-2007 | |
| Acrylamide | 0,10 | 0,010 | µg/l | µg/l | n/a | n/a | 2005-2007 | 2005-2007 | n/a | n/a | 2000-2007 | 2000-2007 | |
| Antimoon | 5,0 | 0,5 | µg/l | µg/l | 0,55 | <0,5 | 2005-2007 | 2005-2007 | 0,551 | <0,5 | 2000-2007 | 2000-2007 | |
| Arsen | 10 | 1,0 | µg/l | µg/l | 7,3 | 2,7 | 1982-2007 | 2007 | 6 | 2,4 | 1986-2007 | 1986-2007 | |
| Benzeen | 1,0 | 0,10 | µg/l | µg/l | <0,01 | <0,01 | 2007 | 2007 | 0,11 | <0,01 | 2002-2007 | 2002-2007 | Vertekend beeld doordat DL gelijk is aan de norm |
| Benzo(a)pyreen | 0,010 | 0,001 | µg/l | µg/l | <0,01 | <0,01 | 2007 | 2007 | 0,08 | 0,012 | 2001-2007 | 2001-2007 | |
| Boor | 0,5 | 0,05 | mg/l | mg/l | 0,3 | 0,13 | 2005-2007 | 2005-2007 | 0,1 | 0,07 | 2000-2007 | 2000-2007 | |
| Bromeaat | 1,0 | 0,1 | µg/l | µg/l | n/a | n/a | | | n/a | n/a | | | |
| Cadmium | 5,0 | 0,5 | µg/l | µg/l | <0,05 | <0,05 | 2007 | 2007 | 0,1 | <0,05 | 2000-2007 | 2000-2007 | gefiltreerd |
| Chroom | 50 | 5,0 | µg/l | µg/l | 0,6 | <0,5 | 2007 | 2007 | 0,8 | <0,5 | 2000-2007 | 2000-2007 | niet gefiltreerd |
| Cyaniden (totaal) | 50 | 5,0 | µg/l | µg/l | n/a | n/a | | | <2 | <2 | 2000-2007 | 2000-2007 | |
| 1,2-Dichloorethaan | 3,0 | 0,3 | µg/l | µg/l | <0,01 | <0,01 | 2007 | 2007 | <0,02 | 0,12 | 2004-2007 | 2004-2007 | |
| Epichloorhydrine | 0,10 | 0,01 | µg/l | µg/l | n/a | n/a | | | n/a | n/a | | | |
| Fluoride | 1,1 | 0,11 | mg/l | mg/l | 0,07 | 0,06 | 2007 | 2007 | 0,22 | 0,13 | 2000-2007 | 2000-2007 | gefiltreerd |
| Koper | 2,0 | 0,2 | mg/l | mg/l | 0,001 | 0,0014 | 2000-2007 | 2000-2007 | 0,003 | 0,002 | 2000-2007 | 2000-2007 | gefiltreerd |
| Kwik | 1,0 | 0,1 | µg/l | µg/l | 0,003 | 0,001 | 2000-2007 | 2000-2007 | 0,01 | 0,001 | 2000-2007 | 2000-2007 | gefiltreerd |
| Lood | 10 | 1,0 | µg/l | µg/l | 0,6 | 0,1 | 2000-2007 | 2000-2007 | 0,3 | <0,1 | 2000-2007 | 2000-2007 | gefiltreerd |
| Nikkel | 20 | 2,0 | µg/l | µg/l | 1,3 | 3,96 | 2000-2007 | 2000-2007 | 4,74 | 2,85 | 2000-2007 | 2000-2007 | niet gefiltreerd |
| Nitraat | 50 | 5,0 | mg/l | mg/l | 2,2 | <0,4 | 2000-2007 | 2000-2007 | 18,6 | 11,7 | 2000-2007 | 2000-2007 | omgerekend van mg/L N na filtratie |
| Nitriet | 0,1 | 0,01 | mg/l | mg/l | 0,2 | <0,01 | 2000-2007 | 2000-2007 | 0,26 | 0,08 | 2000-2007 | 2000-2007 | omgerekend van mg/L N na filtratie. Boven grenswaarde is 1 maal gemeten op W/meer |
| Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) (som) | 0,10 | 0,01 | µg/l | µg/l | n/a | n/a | | | 0,37 | 0,17 | 2000-2002 | 2000-2002 | 6 Borneff |
| Polychlorobifenyleen (PCB's) (individueel) | 0,10 | 0,01 | µg/l | µg/l | 0,003 (PCB53) | <0,001 | 2007 | 2007 | 0,002 | <0,001 | 2005-2007 | 2005-2007 | individuele toetsing PCB's 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180 in oppervlaktewater (niet in zwevend stof) |
| PCB's (som) | 0,50 | 0,05 | µg/l | µg/l | <0,007 | <0,007 | 2007 | 2007 | <0,007 | <0,007 | 2005-2007 | 2005-2007 | PCB: 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180 |
| Pesticiden (Individueel) | 0,10 | 0,01 | µg/l | µg/l | | | | | | | | | |
| AMIPA | 0,10 | 0,01 | µg/l | µg/l | n/a | n/a | n/a | n/a | 0,78 | 0,36 | 2007 | 2007 | |
| Altrazine | 0,10 | 0,01 | µg/l | µg/l | <0,01 | <0,01 | 2007 | 2007 | 0,13 | 0,014 | 2002-2007 | 2002-2007 | Dalende trend (overschrijding in 2002) |
| Diuron | 0,10 | 0,01 | µg/l | µg/l | <0,01 | <0,01 | 2007 | 2007 | 0,06 | 0,027 | 2002-2007 | 2002-2007 | Dalende trend |
| Glyfosaat | 0,10 | 0,01 | µg/l | µg/l | n/a | n/a | | | 0,08 | <0,05 | 2007 | 2007 | |
| Simazine | 0,10 | 0,01 | µg/l | µg/l | <0,01 | <0,01 | 2007 | 2007 | <0,01 | <0,01 | 2002-2007 | 2002-2007 | beperkte sommatie |
| Pesticiden (som) | 0,50 | 0,05 | µg/l | µg/l | n/a | n/a | | | 0,78 | 0,401 | 2007 | 2007 | |
| Seleen | 10 | 1,0 | µg/l | µg/l | 0,26 | 0,16 | 2007 | 2007 | 3,9 | <1 | 2000-2007 | 2000-2007 | |
| Tetra- en trichlooretheen (som) | 10 | 1,0 | µg/l | µg/l | <0,02 | <0,02 | 2007 | 2007 | <0,02 | <0,02 | 2002-2007 | 2002-2007 | desinfectiebijproducten |
| Trihalometanen (som) | 25 | 2,5 | µg/l | µg/l | n/a | n/a | | | n/a | n/a | | | |
| Vinylchloride | 0,50 | 0,05 | µg/l | µg/l | n/a | n/a | | | n/a | n/a | | | |

* Om gemiddelden te berekenen, zijn de metingen onder de detectielimiet meegenomen als: 0,5 x DL. Als gemiddeld lager is dan DL, wordt DL weergegeven

Toetsing van waterkwaliteitsgegevens Markermeer Midden (Zwaartepunt) en Nieuwegein aan Tabel IIIa. Indicatoren – Bedrijfstechische parameters

| | Maximum waarde (tenzij anders aangegeven) | Eenheid | Markermeer zwaartepunt | | Periode | | Lekkanaal Nieuwegein | | Periode |
|--|---|----------------------|---|-------------------|---|-------------------|----------------------|-----------|---------|
| | | | maximale waarde (tenzij toetsing aan minimale waarde) | gemiddelde waarde | maximale waarde (tenzij toetsing aan minimale waarde) | gemiddelde waarde | | | |
| Aeromonas (30 °C) | 1000 kve/100 ml | | n/a | n/a | n/a | n/a | n/a | n/a | |
| Ammonium | 0,20 mg/l | | 0,18 | 0,04 | 2000-2007 | 0,11 | 0,11 | 2000-2007 | |
| Bacteriën van de coligroep | 0 kve/100 ml | | n/a | n/a | | n/a | n/a | | |
| Bacteriëfagen | - pve | | 142 | 118 | 2000-2007 | 88 | 88 | 2000-2007 | |
| Chloride | 150 mg/l | | | | | | | | |
| <i>Clostridium perfringens</i> (inclusief sporen) | 0 kve/100 ml | | 36 | 8 | 2002-2007 | 3,5 | 3,5 | 2002-2007 | |
| DOC/TOC | Geen abnormale verandering | | | | | | | | |
| Geleidingsvermogen | 125 bij 20 °C | mS/m | 72 | 72 | 2007 | 62 | 62 | 2001-2007 | |
| Hardheid (totaal) | 1 < totale hardheid < 2,5 | mmol/l (mmol) | 2,8 | 2,3 | 2007 | 2,3 | 2,3 | 2006-2007 | |
| Koloniegetal bij 22 °C | 100 kve/ml | | n/a | n/a | | n/a | n/a | | |
| Radioactiviteit | | | | | | | | | |
| Totale α Totale β Tritium Indicatieve dosis (totaal) | 0,1 1 100 0,10 | Bq/l Bq/l Bq/l mSv/j | 0,1 | 0,062 | 1982-1984 | 0,077 | 0,055 | 2007 | |
| Totale α | 0,1 | Bq/l | 0,4 | 0,3 | 1994 | <0,5 | <0,5 | 2007 | |
| Totale β | 1 | Bq/l | n/a | n/a | | n/a | n/a | | |
| Tritium | 100 | Bq/l | n/a | n/a | | n/a | n/a | | |
| totaal | 0,1 mSv/j | | n/a | n/a | | n/a | n/a | | |
| Saturatie Index (SI) | > -0,2 | SI | n/a | n/a | | n/a | n/a | | |
| Temperatuur | 25 °C | | 24,6 | 11,7 | 2000-2007 | 12,9 | 12,9 | 2000-2007 | |
| Watersofcarbonaat | > 60 | mg/l | 140 | 132 | 2007 | 198 | 166 | 2007 | |
| Zuurgraad / waterstof-ionenconcentratie | 7,0 < pH < 9,5 | pH-eenheden | 8,8 | 8,5 | 2000-2007 | 8,65 | 8,6 | 2000-2007 | |
| Zuurstof | >2 | mg/l | 8,6 | 11,3 | 2000-2007 | 6 | 13,15 | 2000-2007 | |

Toetsing van waterkwaliteitsgegevens Markermeer Midden (Zwaartepunt) en Nieuwegein aan Tabel IIIb. : Indicatoren – Organoleptische/esthetische parameters

| Parameter | Maximum waarde | Eenheid | Markermeer zwaartepunt | | Periode | Lekkanaal Nieuwegein | |
|------------------|---|------------|---|-----------------------|-------------|---|----------------------|
| | | | maximale waarde (tenzij toetsing aan minimale waarde) | gemiddelde waarde | | maximale waarde (tenzij toetsing aan minimale waarde) | gemiddelde waarde |
| Aluminium | 200 | µg/l | N/A | N/A | | 1300 | 1040 |
| Geur | Aanvaardbaar voor de gebruikers en geen abnormale verandering | - | N/A | N/A | | N/A | N/A |
| Kleur | 20 | mg/l Pt/Co | 87 | 30 | 1976-1978!! | 18 | 11.3 |
| IJzer | 200 | µg/l | 220 | 40 | 2007 | 360 | 40 |
| Mangaan | 50 | µg/l | 4.4 | 1.5 | 2007 | 56 | 16 |
| Natrium | 150 | mg/l | 74 | 70 | | 77 | 46 |
| Smaak | Aanvaardbaar voor de gebruikers en geen abnormale verandering | - | N/A | N/A | | N/A | N/A |
| Sulfaat | 150 | mg/l | na | N/A | | N/A | N/A |
| Troebelingsgraad | 4 (tap) 1 (af pompstation) | FTE | | | | | |
| Zink | 3,0 | mg/l | 3.2 x 10 ⁻³ | <1 x 10 ⁻³ | 2007 | 12 x 10 ⁻³ | 5 x 10 ⁻³ |

