

Emissie-Immissietoets voor oppervlaktewateren

**Functionele ontwerp en technische beschrijving
Versie 3.0**



Emissie-Immissietoets voor oppervlaktewateren

**Functionele ontwerp en technische beschrijving
Versie 3.0**

dr. ir. F.M. Kleissen

1207132-000

Titel

Emissie-Immissietoets voor oppervlaktewateren

Opdrachtgever

Rijkswaterstaat Waterdienst 1207132-000

Project

Kenmerk

1207132-000-ZKS-0005

Pagina's

40

Trefwoorden

Immissietoets, oppervlaktewater, waterkwaliteit, effluent

Samenvatting

Voor het verlenen van vergunningen heeft Rijkswaterstaat (RWS) als waterbeheerder inzicht nodig in de effecten van restlozingen op het oppervlaktewater. Hiervoor was tot voor kort alleen voor zoete wateren een zogenaamde Emissie-Immissietoets (E-I toets) beschikbaar. Voor zoute en overgangswateren was dit niet het geval omdat de oorspronkelijke toets hiervoor niet geschikt was. De Rijkswaterstaat Waterdienst heeft Deltares de opdracht verleend voor het ontwikkelen van een E-I toets voor zoute en overgangswateren. Doel van het project is om een immissietoets voor zoute- en overgangswateren te ontwikkelen. Concreet gaat het om het aanpassen of uitbreiden van de huidige immissietoets voor zoet water met het type zout water als ontvangend water (de zee, estuaria, kustzone en havens). De toets is opgezet als een webapplicatie, gebruik makend van een beslisboom en een aantal verschillende rekentechnieken.

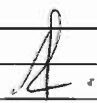
Europese ontwikkelingen (met name 2000/60/EG en 2008/105/EG) en de Technische Richtsnoeren voor de Identificatie van Mengzones zijn van invloed op de ontwikkeling van de immissietoets en hebben ook consequenties voor de huidige zoete immissietoets. Deze ontwikkelingen zijn in dit project meegenomen.

De op het internet gebaseerde applicatie kan worden toegepast op zowel zoete, overgangs-, en zoute wateren. De applicatie is ook geschikt gemaakt voor gebruik onder de EU guidance on mixing zones.

Dit rapport beschrijft het functionele ontwerp en technische achtergrond van de webapplicatie Versie 3.0.. De applicatie is beschikbaar via de Helpdeskwater van Rijkswaterstaat (<http://apps.helpdeskwater.nl>).

Referenties

Offerte aanvraag dd 18 juni 2010 (RWS/WD-2010/1875), offerte dd 13 juli 2010 (1203331-000-ZKS-0002). Opdrachtverlening dd 20 augustus 2010 (RWS/WD-2010/2615) en bevestiging door Deltares op 24 augustus 2010 (1203331-000-ZKS-007), vervolgopdracht van 12 juni 2012 (Zaaknummer 31069955).

Versie	Datum	Auteur	Paraaf	Review	Paraaf	Goedkeuring	Paraaf
2.0	apr. 2011	dr. ir. F.M. Kleissen		dr. J.M. de Kok		ir. T. Schilperoort	
2.1	sep. 2011	dr. ir. F.M. Kleissen		dr. J.M. de Kok		ir. T. Schilperoort	
3.0	sep. 2012	dr. ir. F.M. Kleissen		ir. J. van Gils		ir. T. Schilperoort	

Status

definitief

Inhoud

1 Inleiding	1
1.1 Achtergrond	1
1.2 Doel ontwikkeling emissie-immissietoets zoute wateren	1
1.3 Doel en doelgroep rapportage	2
1.4 Leeswijzer	2
2 Uitgangspunten en functionaliteit van de E-I toets	3
3 Definitie van de maximale toegestane mengzone	6
4 Toetsingsnormen	9
5 Beschikbare berekeningen	10
5.1 Inleiding	10
5.2 Algemene berekeningen	11
5.2.1 Begrip mengfactor	11
5.2.2 Eenvoudige menging	11
5.2.3 Getij-uitwisseling	11
5.2.4 Havenuitwisseling	13
5.2.5 Verversing van stoffen in havens	18
5.2.6 Kust en zee	22
5.3 Pluimberekeningen	22
5.3.1 Inleiding	22
5.3.2 Pluimverspreiding volgens de zoete toets	23
5.3.3 Jet3D	23
5.4 Totale menging en eindconcentratie	24
6 De geïmplementeerde beslisboom	25
6.1 Inleiding	25
6.2 Details van de beslisboom	25
7 Referenties	29

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

Voor het verlenen van vergunningen heeft Rijkswaterstaat (RWS) als waterbeheerder inzicht nodig in de effecten van restlozingen op het oppervlaktewater. Hiervoor is op dit moment voor zoete wateren een zogenaamde Emissie-Immissietoets (E-I-toets) beschikbaar (CIW, 2000). Deze toets geeft een methode om te bepalen of een specifieke (punt)lozing een zodanige bijdrage levert aan de verslechtering van de waterkwaliteit dat verdergaande maatregelen nodig zijn. Voor zoute en overgangswateren bestaat een dergelijke toets (nog) niet. Hierdoor is, bij het opstellen van beheerplannen en vergunningverlening voor het mariene milieu, geen duidelijke afstemming te maken tussen de waterkwaliteitsdoelstellingen en de daarvoor benodigde emissiereductie. Daarmee is het niet mogelijk om op een eenduidige wijze invulling te geven aan de uitgangspunten (Integrated Pollution Prevention and Control) en beleidslijnen (Kaderrichtlijn Water) die op Europees niveau zijn gekozen.

Vanwege de complexe processen die een rol spelen in de beoordeling van een lozing voor zoute wateren is het a priori niet mogelijk om op een eenvoudige wijze, analoog aan de zoete E-I toets, berekeningen uit te voeren. Getijbewegingen, zoet-zout overgangen en stratificatie kunnen een belangrijke rol spelen. Vandaar dat voor de zoute toets is gekozen om een beslisboom te ontwikkelen die aangeeft hoe een lozing in een bepaalde situatie moet worden beoordeeld. In veel gevallen zal deze toets dan ook niet direct uitsluitel geven, maar wel aangeven welke methode moet worden gebruikt om tot een beoordeling van de lozing te komen.

1.2 Doel ontwikkeling emissie-immissietoets zoute wateren

Waterbeheerders dienen voor het verlenen van WVO-vergunningen (Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren) inzicht te hebben in de effecten van restlozingen op het oppervlaktewater. Voor zout water en overgangswateren bestaat er nog geen Emissie-Immissietoets, terwijl er wel behoefte aan is bij de regionale diensten van Rijkswaterstaat.

Doel van het project is om een immissietoets voor zoute- en overgangswateren te ontwikkelen. Concreet gaat het om het aanpassen of uitbreiden van de huidige immissietoets voor zoet water met het type zout water als ontvangend water (de zee, estuaria, kustzone en havens). Met name stratificatie en getijdenbewegingen spelen bij de verspreiding van stoffen in het zoute water een rol. Deze twee aspecten maken geen onderdeel uit van het verspreidingsmodel in de immissietoets voor zoet water.

Dit project draagt bij tot de uniformering van de emissie-immissietoets voor oppervlaktewateren. Het project richt zich daardoor niet alleen op zoute en overgangswateren, maar ook op zoete wateren die al in de huidige zoete toets zijn opgenomen.

1.3 Doel en doelgroep rapportage

Dit rapport beschrijft de technische achtergrond van de applicatie zoals die op het internet beschikbaar is. Voor de handleiding voor de standaard gebruiker wordt verwezen naar de Gebruikershandleiding webapplicatie (Kleissen, 2012).

De applicatie die in dit document is beschreven is Versie 3.0 van september 2012. Dit is ook de versie die aan de EU landen is gepresenteerd in het kader van de Technische Richtsnoeren voor de Identificatie van Mengzones (Europese Commissie, 2010). Deze handleiding betreft echter alleen de Nederlandse toepassing, die in detail van de Europese toepassing afwijkt. De onderliggende berekeningen zijn echter wel hetzelfde. De Nederlandse implementatie is opgenomen in het Handboek Immissietoets – toetsing van initiatieven op effecten voor het oppervlaktewater.

De doelgroep is in eerste instantie Rijkswaterstaat, en dan met name de Waterdienst en de regionale diensten van Rijkswaterstaat die brakke en zoute wateren in beheer hebben omdat deze diensten, gezien het karakter van het water dat ze in beheer hebben, vaak niet van de oorspronkelijke immissietoets gebruik konden maken. Ook andere beheerders, inclusief Waterschappen, kunnen van het instrument gebruik maken. Verder is het ook toegankelijk voor industrie, waardoor zij ook in staat is een (geplande) lozing te onderzoeken. Daarnaast is het instrument geschikt voor gebruik volgens de eerder genoemde Technische Richtsnoeren voor de Identificatie van Mengzones.

1.4 Leeswijzer

Na de inleiding wordt ingegaan op de verschillende technisch-inhoudelijke aspecten van de applicatie zoals ten tijde van het schrijven van dit document is geïmplementeerd.

- Hoofdstuk 2 bespreekt de uitgangspunten en functionaliteit van de toets;
- Hoofdstuk 3 geeft een samenvatting van het voorstel voor de dimensionering van de mengzone in verschillende wateren;
- Hoofdstuk 4 geeft een kort inzicht in de toetsingsnormen die gehanteerd worden;
- Hoofdstuk 5 gaat in op de rekentechnieken die deel uit maken van de applicatie;
- Hoofdstuk 6 legt de structuur van de toegepaste beslisboom uit;
- Hoofdstuk 7 presenteert een lijst van gebruikte literatuur.

2 Uitgangspunten en functionaliteit van de E-I toets

Bij de opzet van deze studie in het najaar van 2007 was al geconcludeerd dat de toets de vorm zou moeten krijgen van een beslisboom. De reden voor het kiezen van deze opzet had met name te maken met de complexiteit van het onderwerp. Een beslisboom kan in eenvoudige gevallen een berekeningsmethode aanreiken die door de gebruiker snel kan worden uitgevoerd. In meer complexe gevallen zal een beslisboom aangeven hoe een dergelijke lozing moet worden beoordeeld en met welke tools (zoals numerieke modellen) dit gedaan zou moeten worden. Het voordeel van een dergelijke beslisboom is ook dat die flexibel is en continu kan worden aangepast aan de ontwikkeling van de kennis of regelgeving.

Een zeer belangrijk uitgangspunt van een E-I toets is wel dat, welke berekeningen ook gedaan worden, er in eerste aanleg een worst-case aanpak wordt gebruikt of dat een nauwkeuriger aanpak wordt gevolgd (vaak een uitgebreide modelstudie). Met andere woorden, een schatting van de effecten (concentratieverhoging) mag niet leiden tot een acceptatie (vergunning) van de lozing terwijl achteraf blijkt dat de uiteindelijke effecten niet aan de normen voldoen. Dit betekent ook dat moet worden aangetoond of ten minste aannemelijk moet worden gemaakt dat de aanpak die wordt gekozen ook een worst-case is. Daarentegen heeft het echter ook niet veel zin om een berekening uit te voeren waarbij meerdere factoren te hoog ingeschat worden waardoor bijna alle lozingen een nader onderzoek nodig zouden hebben. In zo'n geval werkt een eerste beoordeling van een lozing niet voldoende differentiërend.

Voor de ontwikkeling van de E-I toets zijn twee toetsingsmethodieken, die al enige tijd in gebruik zijn, belangrijk. De eerste is de, al in de inleiding gerefereerde, E-I toets voor zoete wateren. Het is belangrijk dat de "zoute" E-I toets consistent is met de zoete toets, en dat, indien mogelijk, de zoute en zoete toets beide een onderdeel gaan vormen van een algemene E-I toets. De tweede is dat voor de zoete toets als ook voor de toets voor warmtelozingen (CIW, 2004), waarin een methodiek is opgenomen voor de beoordeling van warmtelozingen, ook een mengzone is gedefinieerd. Een definitie van de mengzone zal ook worden meegenomen in de ontwikkeling van een mengzone voor de zoute E-I toets. Ook hier speelt de consistentie van de definitie van de mengzone voor de verschillende type wateren een belangrijke rol.

In overleg met Regionale Diensten is, voordat de ontwikkeling van de toets is opgestart, een aantal uitgangspunten naar voren gekomen die ten grondslag liggen aan een E-I toets. Deze zijn de volgende:

- 1 Doel van het instrument is het voorkomen van negatieve gevolgen voor de toestand van het waterlichaam in het kader van de Kaderrichtlijn Water (KRW), met andere woorden de toets moet 'KRW-proof' zijn.
- 2 Een van de gehanteerde normen is de Milieukwaliteitsnormen (MKN) voor zoet en zout water (vanuit de KRW), rekening houdende met:
Chronische toxiciteit;
Compartiment: water-totaal, dus geen waterbodem;
Handhaving: op totaalvracht (concentratie x debiet) – vanuit de emissie gezien;

Dekkingsgebied: buiten de maximaal toegestane mengzone. De op dit moment gedefinieerde maximaal toegestane mengzone is in dit rapport opgenomen;

Definitie mengzone: het water volume, rond het lozingspunt, met een concentratie boven het niveau van MKN in totaal water;

Afbakening maximaal toegestane mengzone: Voor de zoete wateren wordt de volgende maximale toegestane lengte voor een mengzone in een rivier gehanteerd: 10x watergang breedte (<100m) met een maximum van 1000m. Voor zoute wateren is een andere definitie van de mengzone noodzakelijk, vanwege het 3-dimensionale karakter van het systeem (estuaria, kustwateren en zeeën). Per situatie verschilt de definitie van de maximale toegestane mengzone. Keuzemogelijkheden voor de grens van de maximale toegestane mengzone kunnen zijn:

- havenuitgang
- een fysische of geografische grens
- maximum volume; maximaal oppervlak binnen een concentratiecontour
- een percentage van het doorstroomprofiel.

Operationeel: globale aanpak is gelijk in alle gevallen. Echter, de uitvoering vindt plaats op verschillende niveaus van complexiteit (in bijv. 3 niveaus, naarmate het risico groter wordt om de MKN e.d. te overschrijden).

Stofeigenschappen: fysisch (oplosbaarheid, Kow, fugaciteit), chemisch (database van stoffen met eigenschappen), biologisch (toxiciteit, afbraaksnelheid). Voor een eerste screening is het niet nodig om dergelijke processen mee te nemen. Voor een volledige analyse kan dit echter wel noodzakelijk zijn.

Voor een eerste screening is het niet nodig om de invloed van scheepvaart op waterbeweging en menging mee te nemen. Hier wordt op dit moment nog geen rekening mee gehouden.

- 3 Een andere gehanteerde norm is het Ernstig Risico Niveau, gebaseerd op acute toxiciteit. Voor stoffen waar een MAC (Maximaal Aanvaardbare Concentratie) is gedefinieerd moet deze waarde worden toegepast;
Dekkingsgebied: direct rond de lozing (op maximaal 25 m van de bron).
Compartiment: water-totaal.
- 4 Algemene dekkingsgebieden zijn: Estuaria, zeehavens, kustwateren, zeeën. Aangezien er een verbinding wordt gezocht met de zoete toets geldt voor de algemene toets dat ook kanalen/rivieren/meren onderdeel vormen van het dekkingsgebied.

Wat mogelijk nog ontbreekt bij deze uitgangspunten is het tussengebied (tussen lozingspunt en de rand van de mengzone). Hierbij speelt de combinatie van concentratie en duur van de blootstelling in de mengzone een rol ($C(\text{tox}) * \text{Exposure}(\text{time})$), met fluctuerende belastingen. Hierbij is de vraag aan de orde of de acute toxiciteit aan de norm voldoet, bijv. zoals bij stress-op-stress situaties, tijdsduur van de blootstelling (acuut is meestal < 24 uur). In het functionele ontwerp van de E-I toets wordt dit buiten beschouwing gelaten. Binnen de Technische Richtsnoeren voor de Identificatie van Mengzones wordt voorgesteld (niet verplicht) om het gebied rond het lozingspunt te begrenzen tot 25 m. Buiten dit gebied mag de concentratie de MAC-waarde niet overschrijden. In praktijk betekent dit dat voor acuut toxische stoffen de beoordeling plaatsvindt op basis van maximale concentratie in het oppervlaktewater en voor chronisch toxische stoffen een gemiddelde concentratie in het oppervlaktewater leidend zal zijn.

De KRW schrijft voor dat buiten de mengzone MAC altijd moet worden gehaald en MKN jaargemiddeld. Maar in de immissietoets wordt in beide gevallen uitgegaan van de 90-

percentiel lage afvoer en een zeer beperkte MAC mengzone (maximaal 25m.) en een MKN mengzone (maximaal 10 * breedte van het waterlichaam).

Er van uitgaande dat een toets uitgaat van een worst-case benadering, kan in de E-I toets ook nog worden meegenomen:

- Modulerende (met vaste frequentie variërende) parameters, zoals waterstanden/stroomsnelheden in getijdewateren;
- Getijparameters (stroomsnelheden, verticale menging, getijweg);
- Periodieke fluctuaties in emissiedebieten;
- Verblijf- en doorreistijd van stoffen / waterpakketten;
- Inspeeltijd van het model naar evenwichtssituatie;
- Koelwater benadering (% doorstroomprofiel) meenemen in immissietoets. Dit laatste betekent een andere benadering van de maximale mengzone.

Bij de uitwerking van het instrument (i.e. de webapplicatie) is uitgegaan van een evenwichtstoestand voor de verspreiding van een conservatieve stof (geen mechanisme van verwijdering van de stof), en gebruikt algemene kengetallen die het ontvangende water beschrijven voor de berekening van de mengfactoren. Dynamische variaties zitten hierin dus niet verwerkt. Daar waar andere factoren een belangrijke rol spelen bij het bepalen van de concentratie op de rand van de mengzone, zal een uitgebreidere analyse nodig zijn dan mogelijk is met deze applicatie.

3 Definitie van de maximale toegestane mengzone

Binnen EU verband wordt met mengzone gerefereerd naar dat gebied dat is omsloten door de concentratiecontour rondom een lozingspunt waarbij de concentratie gelijk is aan de MKN (jaargemiddeld of MAC). Met het begrip “mengzone” wordt in dit hoofdstuk de maximale toegestane mengzone bedoeld. Dit betekent dat een lozing niet voldoet wanneer de concentratie op die maximale afstand groter is dan de MKN, hetgeen neerkomt op een mengzone die groter is dan toegestaan. Ook het Handboek Immissietoets gaat in op de definitie van mengzone.

Voor de definitie van de maximaal toegestane mengzone zijn de oppervlaktewateren in verschillende typen onderscheiden:

- 1 Zoet water (saliniteit minder dan 0,5 PSU):
 - a Rivier/kanaal;
 - b Meer;
- 2 Estuaria en getijrivieren met een restdebiet;
- 3 Doodlopende kanaalpanden en havens (zonder restdebiet);
- 4 Aan de oevers van brede estuaria, zeearmen en Waddenzee/ Eems-Dollard met duidelijk aanwijsbare getijgeulen;
- 5 Aan de kust van de open zee;
- 6 Open zee.

De mengzones zijn als volgt gedefinieerd:

In beginsel wordt uitgegaan van een mengzone die een cirkel beslaat met een maximum diameter van 1000m. Dit is ook in het Handboek Immissietoets opgenomen. De ligging van het lozingspunt in de cirkel varieert, afhankelijk van de condities. De algemene vorm, grootte en ligging ten opzichte van het lozingspunt is globaal aangegeven in Figuur 3.1. Verder zijn er nog een aantal bijzonderheden en extra beperkingen.

Ad 1: Zoet water - De breedte van de mengzone wordt beperkt tot $\frac{1}{4}$ van de breedte van het ontvangende water met een maximum van 1000m. De gehele mengzone bevindt zich stroomafwaarts van het lozingspunt, omdat de stroming in dit type water slechts 1 richting kent.

Voor meren geldt de huidige definitie breedte mengzone (CIW, 2000):

$$L_T = \frac{1}{4} \sqrt{\frac{A}{L/B}}$$

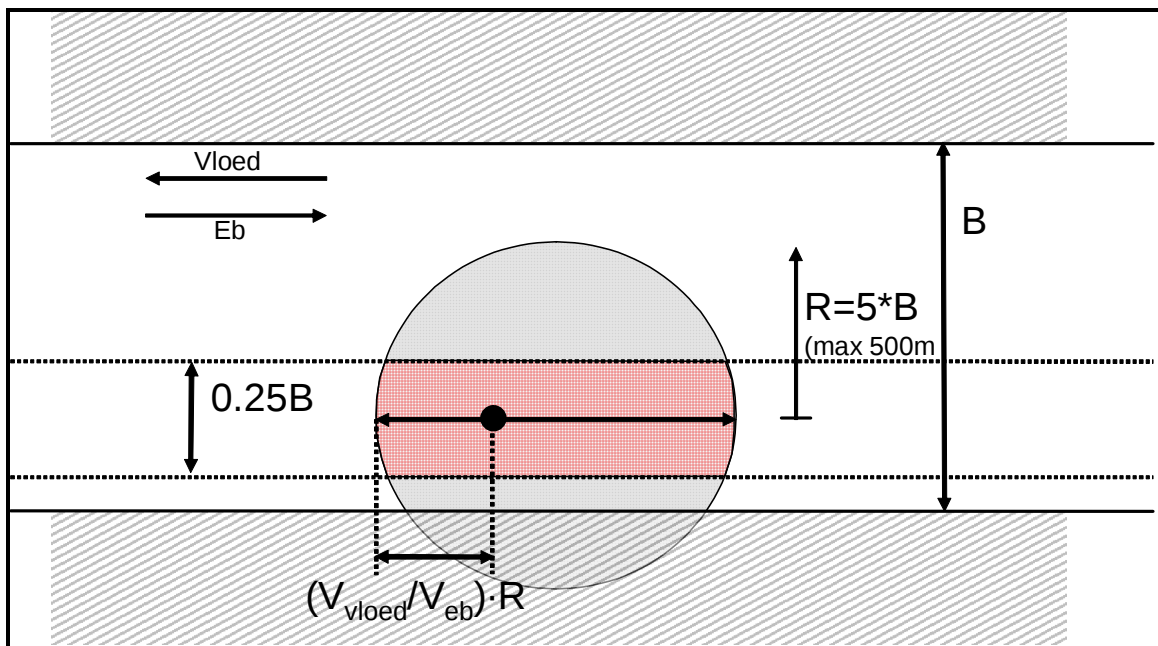
Hierbij is A is oppervlak, L is lengte en B is breedte van het meer.

Ad 2: Mengzone is hetzelfde gedefinieerd als voor zoet. Echter, de ligging van het lozingspunt binnen de mengzone varieert, afhankelijk van de verhouding tussen het vloedvolume en ebvolume. In het theoretische geval dat er geen netto afvoer aanwezig is, is het ebvolume gelijk aan het vloedvolume (verhouding =1) en ligt het lozingspunt precies in het centrum van de mengzone (met een maximum diameter van 1000m). Als het vloedvolume nul is dan is de mengzone precies hetzelfde gedefinieerd als voor zoet

water. De toetsing vindt dan plaats op de rand van de mengzone met de grootste afstand tot het lozingspunt, hetgeen in praktijk betekent in de richting van de netto afvoer (zeewaarts).

- Ad 3: Ook voor een haven geldt het uitgangspunt dat de mengzone ook gedefinieerd is door de reeds genoemde cirkel met een maximum diameter van 10*breedte van de haven met een maximum van 1000m. Tevens mag de MAC niet worden overschreden op een afstand van 0,25*breedte met een maximum van 25 m van het lozingspunt (inclusief de verhoging van de achtergrond door ophoping van het effluent) om acute problemen te voorkomen. Een haven kan worden gezien als een bijzondere situatie vanwege het gebrek aan verversing (lange verblijftijden) en het niet natuurlijke karakter. Aan het eind van een haven, waar de verblijftijden doorgaans het langst zijn, kunnen de criteria worden versoepeld, afhankelijk van de doelstelling van dit waterlichaam. Indien de situatie dit toelaat kan hier gemotiveerd afgeweken worden van de uitgangspunten. Wel is het zo dat voor een van te voren vastgesteld deel van de haven een minimale waterkwaliteit wordt nagestreefd, zoals een minimale zuurstofconcentratie van 3 of 4 mg/l of het voorkomen van acute toxische effecten. Voor welk deel dit wordt toegestaan is een relatief arbitraire beslissing, maar zou gebaseerd kunnen zijn op een maximum percentage van de haven, en/of een maximum volume en/of maximum oppervlak, gemeten vanaf het verste punt in de haven.
- Ad 4: Een zelfde definitie als voor getijdewateren wordt gehanteerd, maar de dimensies van het ontvangende water waar de mengzone op wordt gebaseerd zijn de dimensies en andere karakteristieken van de geul bij laagwater. Als de lozing tijdens laag water op een drooggevalle plaat plaatsvindt, dan zullen andere criteria gehanteerd worden. Daar wordt in de definitie van de mengzone geen uitspraak over gedaan.
- Ad 5: Aan de kust geldt een zelfde mengzone als voor estuaria (cirkel met een diameter van 1000m), hetgeen in dit geval overeenkomt met een halve cirkel met een straal van 500m.
- Ad 6: Bij een diepte van 30 m of meer geldt dat de mengzone een straal heeft van 150 m rondom het lozingspunt en een dikte (diepte) van 30m. Dit vertegenwoordigt een volume van $2 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Voor dieptes minder dan 30 m, maar meer dan 5 m geldt dat de straal wordt afgeleid van de diepte en het toegestane volume. Voor bijvoorbeeld 10 m diepte zou dit een straal van 250 m betekenen. Bij minder dan 5 m wordt de maximale straal van 500 m gehanteerd. Dit geldt overigens niet als het een lokale diepte betreft, zoals een (getij)geul.

Indien de mengzone een beschermd gebied zou overlappen, dan wordt de grootte van de mengzone beperkt.



Figuur 3.1 Algemene definitie van de mengzone

Ook voor acute toxiciteit zal een mengzone worden gehanteerd. De concentratie wordt getoetst aan de toegestane concentratie, de MAC waarde (Maximum Aanvaardbare Concentratie). Voor de oorspronkelijke zoete toets wordt voor de MAC toets een maximale afstand van 25 m gehanteerd ($0,25 * B_{\text{waterlichaam}} \leq 25 \text{ m}$). Deze definitie wordt ook voor overgangswateren en zoute wateren gehanteerd.

Deze keuze kan in praktijk betekenen dat voor relatief kleine wateren en kleine mengzones dit nagenoeg gelijkwaardig is aan het hanteren van de MAC als concentratielimiet in het effluent. Bijvoorbeeld, een lozing op een smal watersysteem, bijvoorbeeld 10 m, resulteert in een lengte voor de MAC-mengzone van 2,5 m. Over een dergelijke afstand treden in het algemeen slechts kleine verdunningsfactoren op en gaan de kwaliteitscriteria steeds meer lijken op een emissielimietconcentratie.

Wel is het zo dat er een mogelijkheid bestaat om een onderbouwde afwijking van de algemene regeling toe te staan, indien de situatie dat toelaat.

4 Toetsingsnormen

De concentraties waaraan getoetst wordt zijn afgeleid van nationale en EU-normen, zoals de MKN (Milieukwaliteitsnorm) en MAC (Maximaal Aanvaardbare Concentratie) waarden. In dit rapport zijn de getalswaarden van stoffen die in een beoordeling meegenomen moeten worden niet van belang. Wel kan het uitmaken of de toetsing te maken heeft met chronische toxiciteit, acute toxiciteit of meer algemene waterkwaliteitsparameters. Dit laatste heeft vaak betrekking op eutrofiëring (fosfaat en stikstof), die normaal gesproken niet op acute toxiciteit worden getoetst. Verder vindt de toetsing plaats op het compartiment water, hetgeen betekent dat effecten op de bodem (slib verontreiniging etc.) in deze toets niet worden meegenomen.

Voor een norm die gericht is op acute toxiciteit, kan de concentratie waarvoor dit gaat optreden gezien worden als een maximaal toelaatbare concentratie. Omdat de effecten acuut zijn zal dit dan op een kortere afstand toegepast worden (zoals de 25 m die in de zoete toets wordt gehanteerd), zie Hoofdstuk 3. Uit ervaringen van de zoete toets is echter wel gebleken dat de criteria op de rand van de mengzone dusdanig zijn geformuleerd dat het 25 m criterium voor acute toxiciteit (bijna) nooit een beperkende factor is. Wanneer echter een MKN en MAC norm gehanteerd wordt, dan kan de verhouding tussen MKN en MAC bepalend zijn voor de beperkende factor.

Voor effecten op chronische toxiciteit en algemene waterkwaliteit is de gemiddelde belasting van belang en dus zal de beoordeling gemaakt worden op basis van gemiddelde concentraties (voor een bepaalde tijdsduur). Dit hoeft niet een gemiddelde op bijvoorbeeld jaarbasis te zijn, maar kan wel geïnterpreteerd worden als minimaal een 24-uurs gemiddelde. In dit geval wordt de menging bepaald door de daggemiddelde afvoer waarbij de laagste menging optreedt (meestal is dat in de zomer). In het geval van seizoensafhankelijke stratificatie kan dit overigens wel op een ander moment liggen. Dus een stromingsconditie zal moeten worden bepaald waarvoor de slechtste menging plaatsvindt.

Concentraties die gebaseerd zijn op een gemiddelde zullen aanzienlijk lager zijn dan de 90-percentiel. Voor de toetsing in stappen 1 t/m 4 wordt in eerste instantie uitgegaan van een worst-case benadering. Deze is dan gerelateerd aan de 90-percentiel (90% van de tijd is de concentratie lager). De MAC normen zijn weliswaar maximum concentraties, echter deze kan bijna nooit nauwkeurig worden vastgesteld tenzij continue data over een langere periode beschikbaar is. Vandaar dat vanuit praktische overwegingen is gekozen om met 90-percentielen te werken. Dit geldt in eerste instantie ook voor de MKN criteria die betrekking hebben op jaargemiddelde concentraties. Dit heeft als consequentie dat bij een (in stap 3/4) berekende overschrijding van de MKN (op basis van de 90-percentiel) ook de jaargemiddelde conditie zal moeten worden getoetst. Hoe er getoetst zal worden zal dus afhangen van de regelgeving die wordt toegepast. Hierbij is het instrument flexibel omdat de invoer van de gegevens ook het toetsingskader bepaald.

5 Beschikbare berekeningen

5.1 Inleiding

De basis voor de beslisboom zoals die op dit moment is geïmplementeerd zijn de ervaringen met een aantal casestudies die in 2007 en 2008 zijn uitgevoerd. Het uit die cases afgeleide schema is vervolgens verder ontwikkeld tot een eerste beperkte applicatie, die in 2009 en 2010 verder is uitgewerkt, waarbij de verschillende type wateren zijn ingebracht. Bij het beschikbaar komen van de Technische Richtsnoeren en het Handboek Immissietoets is de beslisboom die in het instrument is opgenomen, in 2011 definitief gemaakt. Diverse berekeningen zijn beschikbaar in de applicatie voor het uitwerken van de verdunning van het effluent op de toetsafstand (rand van de mengzone). De bepaling van de toetsafstand (Hoofdstuk 3) is ook in de programmatuur opgenomen. Deze kan wel nog door de gebruiker worden aangepast indien nodig.

Er zijn twee algemene type berekeningen beschikbaar en dit zijn:

- Algemene berekeningen die een verhoging van de achtergrondconcentratie ter hoogte van het lozingspunt berekenen door het toepassen van massabalansen (gebaseerd op volledige menging).
- Pluimberekeningen die de verspreiding van een lozingspluim in het oppervlaktewater berekenen.

De combinatie van deze twee leiden tot de concentratie op de rand van de mengzone.

De beslisboom, waar de applicatie gebruik van maakt, heeft tot doel om op basis van ingevoerde gegevens, gebruik makend van de meest geschikte rekenmethodes, een concentratie op de rand van de mengzone af te leiden en vervolgens tot een eerste beoordeling van de lozing te komen.

De volgende algemene berekeningen zijn beschikbaar (gedetailleerde beschrijving volgt):

- Eenvoudige menging;
- Getij-uitwisseling;
- Havenuitwisseling op basis van SILTHAR (Eysink, 2004);
- Verversingtijden in havensegmenten
- Kust en zee.

De volgende pluimberekeningen zijn beschikbaar (beschrijving volgt):

- Pluimverspreiding;
- Jet3D.

5.2 Algemene berekeningen

5.2.1 Begrip mengfactor

In de rekentechnieken die in de applicatie zijn opgenomen worden mengfactoren berekend. De mengfactor is gedefinieerd als:

$$M_f = \frac{C_l - C_a}{\Delta C}$$

Waarbij C_l en C_a de lozings- respectievelijk achtergrondconcentratie is en ΔC de concentratieverandering na menging met een mengfactor M_f . Vanuit de in de berekende mengfactoren wordt vervolgens de concentratie na menging berekend.

5.2.2 Eenvoudige menging

Voor het berekenen van een menging bij het samenvloeien van verschillende stromingen is een eenvoudige massabalans beschikbaar. Deze berekent de mengfactor door:

$$M_f = \frac{Q_r + Q_a + Q_l}{Q_l},$$

Waarbij Q_r is het rivierdebiet, Q_a ander debiet door het watersysteem en Q_l het lozingsdebiet (allen in m^3/s).

Deze berekening is beschikbaar voor watersystemen die goed gemengd zijn waardoor er een verhoging van de achtergrondconcentratie (ΔC) ten gevolge van de lozing optreedt. Deze massabalans wordt toegepast op meren om de verhoging van de achtergrondconcentratie te berekenen. Bij meren kunnen verblijftijden vrij lang zijn waardoor afbraak van stoffen (of andere processen) de verhoging van de achtergrondconcentratie kunnen bepalen. Dit betekent dat deze berekening zullen leiden tot een overschatting van de achtergrondconcentratie, omdat de immissietoets zoals die nu is geïmplementeerd uitgaat van conservatieve stoffen.

5.2.3 Getij-uitwisseling

Bij een lozing op een getijdewater zal accumulatie plaatsvinden ten gevolge van de eb- en vloedbeweging. Immers, tijdens de vloed geloosd effluent zal op een gegeven moment weer langs het lozingspunt stromen tijdens de eb. De mate waarin dat gebeurt is afhankelijk van hoe vaak het effluent voorbij het lozingspunt komt en daarin speelt de netto afvoer een belangrijke rol. Hoe groter deze netto afvoer ten opzichte van de eb en vloed beweging, des te minder vaak zal het effluent voorbij het oorspronkelijke lozingspunt stromen en des te minder is de accumulatie.

Voor het berekenen van de accumulatie en de daaruitvolgende verhoging van de lokale achtergrondconcentratie is allereerst de horizontale getijafstand nodig, af te leiden uit de beschikbare gegevens. Deze gegevens zijn:

- Gemiddeld eb- en vloeddebiet, Q_{ae} en Q_{av} ;
- Netto afvoer, Q_{an} ;
- Breedte van het ontvangende water, B_w ;
- Diepte van het ontvangende water, D_w .

Het gemiddelde eb- en vloeddebiet is inclusief de rivierafvoer. De duur van de vloed is afgeleid van de verhoudingen tussen de gemiddelde afvoeren:

$$T_v = 44712 \frac{(Q_{ae} - Q_{an})}{(Q_{av} + Q_{ae})}$$

Het getal 44712 is de duur van het getij in seconden, gebaseerd op 12:25 uur (dubbeldaags getij). Dan volgt de afstand die het vloedwater, L_v (in m) aflegt uit:

$$L_v = \frac{Q_{av}}{(B_w \times D_w)} T_v$$

De bij eb afgelegde afstand L_b is dan:

$$L_e = \frac{Q_{ae}}{(B_w \times D_w)} (44712 - T_v)$$

Het aantal getijslagen dat voor de accumulatie nodig is, is afgeleid van de door de vloed afgelegde afstand en de afstand die is afgelegd ten gevolge van de netto afvoer (per getijslag):

$$N_g = \frac{L_v}{(L_e - L_v)}$$

Hierbij valt op te merken dat de afgelegde afstand door vloed en eb alleen maar gelijk kan zijn als er geen netto afvoer is. Het aantal getijslagen N_g is een naar boven afgerond geheel getal. Dit aantal kan worden aangepast als er omstandigheden zijn waardoor (een deel van) het water niet meer terugkeert omdat het bijvoorbeeld door een ander water wordt afgevoerd (begrenzing van het watersysteem).

Per getijslag wordt iteratief een cumulatieve menging berekend, uitgaande van de menging tijdens 1 getij. De menging tijdens de vloed (M_v) is:

$$M_v = \frac{Q_{av} + Q_l}{4Q_l}$$

De factor 4 is een veiligheidsfactor die is ingevoerd omdat er niet vanuit gegaan kan worden dat het effluent over de gehele dwarsdoorsnede is gemengd. Er is hier dus aangenomen dat een kwart van het water beschikbaar is voor de menging. Deze factor 4 is ook consistent met de maximale breedte van de mengzone (zie Hoofdstuk 3). Voor de menging tijdens de eb wordt de mengfactor M_e op eenzelfde manier afgeleid.

Voor het eerste volledige getij levert dit, door gebruik van een massabalans, een totale menging (M_{1e}) op (zie 5.4).

$$\frac{1}{M_{1e}} = \frac{1}{M_v} + \frac{1}{M_e} - \frac{1}{(M_e \times M_v)}$$

Uit een iteratieve procedure volgt vervolgens uit elke volgende vloed en eb een berekening van de menging, waarbij n loopt van 2 tot en met N_g :

$$\begin{aligned} \text{Vloedmenging: } \frac{1}{M_{nv}} &= \frac{1}{M_{(n-1)e}} + \frac{1}{M_v} - \frac{1}{M_{(n-1)e} \times M_v} \\ \text{Ebmenging: } \frac{1}{M_{ne}} &= \frac{1}{M_{nv}} + \frac{1}{M_e} - \frac{1}{M_{nv} \times M_e} \end{aligned}$$

Als er geen netto afvoer is dan volgt dat vloed- en ebengte gelijk zijn en er geen accumulatie op deze wijze kan worden berekend. Zonder een dergelijke netto afvoer is dit systeem gelijkwaardig aan een haven of doodlopend kanaalpand (zie Hoofdstuk 5.2.4) en is een andere rekentechniek noodzakelijk. Deze is in het volgende hoofdstuk uitgewerkt.

5.2.4 Havenuitwisseling

Havens en doodlopende kanaalpanden hebben geen zoetwaterafvoer die het water in de haven kan verversen. Effluent dat in havens wordt geloosd kan alleen maar verdunnen als er een transport is vanuit de haven naar de uitgang van de haven. Dit transport kan bestaan uit diffusie/dispersie in combinatie met uitwisseling van water in de haven met het water daarbuiten. De uitwisseling zorgt voor de verversing in de haven (en een verlaging van de verblijftijd) terwijl de diffusie/dispersie processen de concentratiegradiënten in de haven bepalen. In de webapplicatie zijn twee berekeningen opgenomen om menging in havens en de uitwisseling met het hoofdwatersysteem te beschrijven.

De in paragraaf 5.2.4 gepresenteerde methode is gebaseerd op de uitwisselingsprocessen die zijn afgeleid uit het SILTHAR model (Eysink, 2004). Ook in MAMPEC worden dezelfde formuleringen gebruikt (van Hattum et al., 2002). De tweede berekening (paragraaf 5.2.5) is afgeleid uit modelresultaten waarbij een tracer is gebruikt om de verversingssnelheid in vooraf gedefinieerde havensegmenten te bepalen.

Voor uitwisseling tussen het water in de haven en het voor de ingang van de haven langsstromende (getijde)rivierwater zijn drie processen bepalend:

- Uitwisseling door het getij;
- Uitwisseling door neervorming;
- Uitwisseling ten gevolge van dichtheidsverschillen tussen het water in en buiten de haven.

5.2.4.1 Uitwisseling door het getij

Het uitwisselingsvolume ten gevolge van het getij is het zogenaamde getijvolume en is bepaald door de verticale getijslag (H_g) en het oppervlak van de haven ($B_h \times L_h$):

$$V_t = H_g \times B_h \times L_h$$

5.2.4.2 Uitwisseling door neervorming

Door stroming langs de ingang van de haven of doodlopend kanaal ontstaat neervorming die wateruitwisseling tussen de haven en het langsstromende water genereert. Dit proces is beschreven door (van de Graaf and Reinalda, 1977):

$$Q_h = f_1 \times h \times b \times u_0 - f_2 \times Q_t$$

met h en b de hoogte en breedte van de haveningang, u_0 de stroomsnelheid voor de ingang en Q_t het debiet van het binnenstromende water bij het vullen van de haven tijdens de vloed. De twee coëfficiënten f_1 en f_2 zijn in de orde van respectievelijk 0,01-0,03 en 0,1-0,25. Dit proces kan worden geïntegreerd over een getij en dat levert (Eysink, 2004):

$$V_h = f_1 \times h_0 \times b \times \frac{u_{0,\max}}{\pi} \times T - f_2 \times V_t$$

waarbij h_0 de diepte van de haveningang ten opzichte van gemiddelde zeeniveau, T de getijperiode en $u_{0,\max}$ de maximale snelheid van de getijrivier voor de haveningang. Voor de coëfficiënten f_1 en f_2 zijn in de applicatie waarden aangenomen van respectievelijk 0,02 en 0,2.

5.2.4.3 Uitwisseling ten gevolge van dichtheidverschillen

Wanneer het water in de haven een lagere dichtheid heeft dan buiten de haven zal het water buiten de haven over de bodem de haven binnendringen en zo een wateruitwisseling genereren. Als het water buiten de haven een constante dichtheid heeft, dan zal dit een relatief kortstondig proces zijn totdat de haven en het langsstromende water dezelfde dichtheid hebben. Dit proces treedt dus alleen maar permanent op wanneer in de haven een zoetwaterafvoer plaatsvindt of als het langsstromende water varieert in dichtheid en dit kan voor getijdewateren het geval zijn. De uitwisseling wordt dan gedreven door de variatie in de dichtheid van het langsstromende water tijdens een getij. Dit kan komen door zout en temperatuurverschillen. Het proces is in de SILTHAR documentatie uitvoerig beschreven (Eysink, 2004). Het uitwisselende volume per getij is:

$$V_d = V_{d0} \times \frac{f_4}{f_{4,\max}} - f_5 \times V_t$$

waarbij

$$V_{d0} = f_{4,\max} \times h_0 \times b \times \left(\frac{\Delta\rho_{\max}}{\rho} \times g \times h_0 \right)^{1/2} \times T$$

$\Delta\rho_{\max}$ is het karakteristieke dichtheidsverschil dat om praktische redenen de helft is van de dichtheidvariatie binnen een getij van het langsstromende water. De gemiddelde dichtheid van het water is ρ . In deze beschrijving zijn 3 coëfficiënten opgenomen, f_4 , $f_{4,\max}$ en f_5 . De coëfficiënt f_5 is afhankelijk van de verhouding V_{d0}/V_t en het faseverschil tussen de dichtheidsstroming en de getijstroom. Naarmate het faseverschil kleiner is neemt de invloed van de getijstroom toe en is f_5 groter. Ook neemt f_5 toe bij een grotere V_{d0}/V_t . Volgens Eysink (2004) ligt f_5 tussen 0,1 en 1. Voor een conservatieve benadering is in de immissietoets een waarde 1 aangenomen. Dit heeft tot gevolg dat het uitwisselend volume eerder onderschat wordt dan overschat, waardoor de concentratieverhoging eerder overschat wordt dan onderschat.

Voor $f_{4,\max}$ is door Eysink (2004) een waarde van 0,125 als gemiddelde schatting gegeven en ook blijkt uit de diverse case studies die zijn uitgevoerd dat de ratio $f_4/f_{4,\max}$ altijd tussen 1,0 en 0,985 ligt. Een conservatieve aanname is dat $f_4=0,985f_{4,\max}$.

5.2.4.4 Totale uitwisseling op basis van SILTHAR

Nadat de verschillende uitwisselingsvolumes zijn berekend kan het totale uitwisselingsdebiet worden berekend:

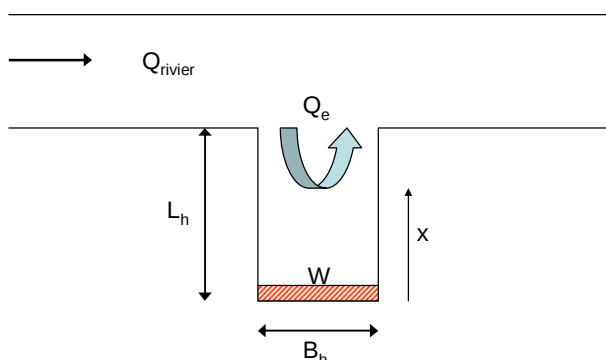
$$V_e = V_t + V_h + V_d + V_{eff}$$

V_{eff} vertegenwoordigt extra uitwisseling door doorstromende debieten in de haven die de verblijftijd nog verder reduceren.

5.2.4.5 Concentratieverdeling in de haven

Het uitwisselende debiet dat van het volume is afgeleid resulteert in een verlaging van de verblijftijd. Als de haven gezien wordt als een 1-dimensionaal bassin, dan volgt uit de verblijftijd en het effluentdebiet meteen een gemiddelde concentratie. Echter kan worden aangetoond dat dit een onderschatting kan opleveren van de concentratie omdat het effect van de uitwisseling in de haven niet overal gelijk is, maar bij de havenmond groter dan aan het eind van de haven. Dit kan worden beschreven door gebruik te maken van een plaatsafhankelijke effectieve dispersiecoëfficiënt en hier een analytische oplossing voor het concentratieprofiel van af te leiden.

De hier gepresenteerde beschouwing is die voor een haven die een uitwisselingsdebiet Q met de omgeving heeft, waarin achter in de haven een continue lozing W (kg/s) van een conservatieve stof plaatsvindt (Figuur 5.1), terwijl de achtergrondconcentratie buiten de haven 0 is. Als we deze situatie zouden weergeven als een eenvoudig boxmodel, met een doorstroming Q dan is de resulterende concentratie $C = \gamma W/Q$. In werkelijkheid is te verwachten dat de verversing in de haven minder efficiënt is waardoor de gemiddelde concentratie C hoger uitvalt dan W/Q . De effectiviteit is uit te drukken door een factor γ . Voor een goed gemengde haven (boxmodel) is γ gelijk aan 1, terwijl de verwachting is dat deze in werkelijkheid minder dan 1 is.



Figuur 5.1 Definitie van geometrie en debieten in een haven

5.2.4.6 Schatting van factor γ

De factor γ is slechts in een enkel geval bekend uit numerieke experimenten. Het is de bedoeling dat in de toekomst aanvullende numerieke experimenten zullen plaatsvinden. Op dit moment is de waarde van γ niet meer dan een ruwe schatting.

De hypothese is dat de factor γ afhangt van de lengte-breedteverhouding van de haven; hoe langer een haven, hoe minder efficiënt het uitwisselingsdebiet en hoe lager de waarde van γ . Daarnaast speelt overduidelijk de aanwezigheid van dichtheidsstromen een rol. Uit de beschikbare numerieke experimenten is af te leiden dat een toename van het uitwisselingsdebiet door dichtheidsstroming met een factor van ruim 2 leidt tot een toename van γ met ongeveer een factor 2.

Voor de volgende analyse is aangenomen dat:

- γ hangt lineair af van L_h/B_h ;
- γ hangt lineair af van $V_e/(V_e - V_d)$ (verder aangeduid als η);

De lineaire afhankelijkheden zijn te beschouwen als een eerste schatting. Naarmate meer informatie beschikbaar komt kunnen deze, indien nodig, worden aangepast.

Uit de beperkte data volgt een eerste kwantificering van de afhankelijkheden:

$$\gamma = 1 + (-0.237 + 0.0287 \times \eta) \frac{L_h}{B_h} \quad (0,01 \leq \gamma \leq 1)$$

De ondergrens van γ is bepaald door een willekeurige waarde om te voorkomen dat de dispersiecoëfficiënt nul kan worden. Een alternatief zou kunnen zijn om gebruik te maken van een functie die asymptotisch naar nul gaat als L_h/B_h ook naar oneindig gaat. Dit vereist echter meerdere parameters waarvoor de onderbouwing op dit moment ontbreekt. Ook de relatie tussen de lengte/breedte verhouding en γ is speculatief te noemen.

5.2.4.7 Bepaling van D_0 als functie van γ

Het boven geschetste diffusieprobleem kan op basis van de vergelijking van Fick als volgt analytisch worden uitgedrukt:

$$W = -D(x) \cdot A_h \cdot \frac{dC}{dx}$$

waarbij A_h de (constant veronderstelde) dwarsdoorsnede voorstelt. Na substitutie van $\xi = x/L$ en $D(\xi) = \xi D_0$, dan volgt de oplossing:

$$C(\xi) = -C_0 \ln(\xi) = -\frac{W \cdot L_h}{D_0 \cdot A_h} \ln(\xi)$$

De over de haven gemiddelde concentratie is C_0 . Door substitutie van $\gamma = W/Q/C_0$, volgt dan een schatting van D_0 als functie van γ :

$$D_0 = \gamma \frac{Q_e \cdot L_h}{A_h}$$

5.2.4.8 Afleiding van concentratieprofiel.

Uit de vergelijking van Fick, gebruik makend van de lineaire afhankelijkheid van de dispersiecoëfficiënt in de haven volgt voor een lozing op positie x in de haven (x is de afstand vanaf het eind van de haven, zie Figuur 5.1), de concentratie als functie van de afstand x tussen het lozingspunt en de haveningang ($x > x_l$ waarbij x_l de locatie van het lozingspunt is):

$$\frac{dC(x - x_l)}{dx} = \frac{+Q_l(C(x - x_l) - C_l)}{A_h \frac{x - x_l}{L_h} D_0}$$

C_l is de concentratie van de stof in het effluent. Verder is aangenomen dat het debiet van de lozing klein is ten opzichte van het uitwisselingsdebiet zodat het advectieve transport dat door de lozing wordt gegenereerd ook verwaarloosbaar is. De dwarsdoorsnede van de haven A is constant verondersteld.

De oplossing van deze vergelijking is vervolgens:

$$C(x) = C_l - K_1(x - x_l)^{K_2}$$

Met:

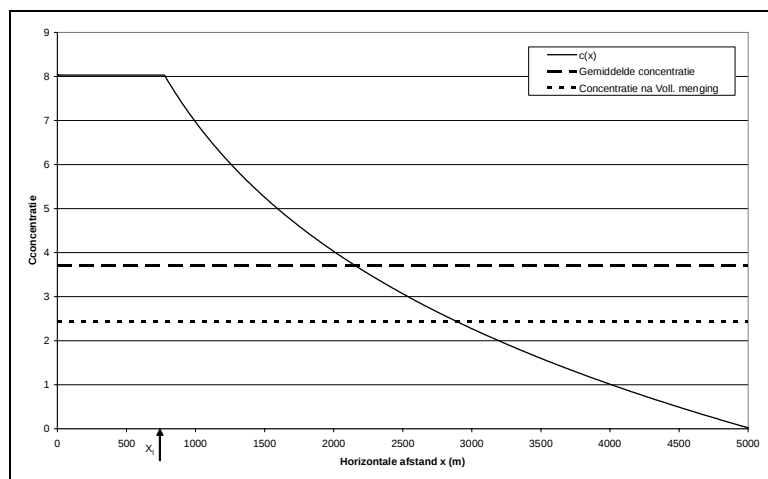
$$K_1 = \frac{(C_l - C_a)}{L^{K_2}}$$

en

$$K_2 = \frac{Q_l}{\left(\frac{A}{L}\right) D_0}$$

C_a is de achtergrondconcentratie. Deze vergelijking geldt voor $x \geq x_l$ (x_l is de positie van het lozingspunt). Voor $x < x_l$ is de concentratie niet meer afhankelijk van x .

In Figuur 5.2 is een voorbeeld te zien van een fictieve haven van 5000 m lang en 300 m breed, waar op $x=750$ m een lozing plaatsvindt met een debiet van $10 \text{ m}^3/\text{s}$ en een concentratie van 100. De aangenomen waarde van de dispersiecoëfficiënt bij de ingang van de haven (D_0) is $500 \text{ m}^2/\text{s}$.



Figuur 5.2 Voorbeeld van berekend concentratieprofiel in een haven

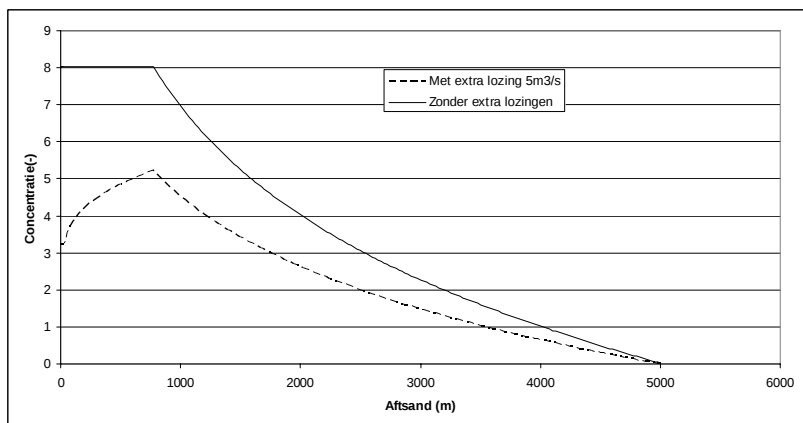
Uit deze figuur is duidelijk dat de uit het profiel berekende gemiddelde concentratie in de haven in dit geval hoger is dan de concentratie als een volledige menging wordt aangenomen ($\gamma=1$).

5.2.4.9 Invloed van andere lozingen in de haven

Het komt regelmatig voor dat in een haven ook andere effluënten aanwezig zijn die de verblijftijd in de haven beïnvloeden. Gezien de mogelijke lange verblijftijden in havens kunnen de extra debieten een significante invloed hebben op de verhoging van de concentratie ten gevolge van de lozing. Om dit in te schatten is de mogelijkheid aanwezig om die extra debieten in de haven mee te nemen, aannemende dat de concentratie van de stof gelijk is aan de achtergrond. Dit extra debiet geeft dus het effect van een extra doorspoeling aan en leidt niet tot concentratieverhogingen. Het is bij de implementatie ook aangenomen dat dit extra debiet aan de kop van de haven geloosd wordt. De berekening van de menging maakt gebruik van de dezelfde afleiding als voor de lozing zelf. Beide mengfactoren worden vervolgens gecombineerd hetgeen leidt tot een longitudinaal concentratieprofiel in de haven. Deze combinatie is afgeleid door een massabalans :

$$C(x) = \frac{\left(\frac{Q_l + Q_a}{M_l(x)} \right) (C_l(x) - C_a)}{\left(\frac{Q_a}{M_a(x)} + \frac{Q_l}{M_l(x)} \right)} + C_a$$

Een voorbeeld is gegeven in Figuur 5.3, waarin een extra debiet van 5 m³/s in de haven aanwezig is. De concentratie in dit geloosde water is gelijk aan de achtergrondconcentratie van 0 mg/l.



Figuur 5.3 Concentratieprofiel met en zonder extra lozingen

De verhoging van de achtergrondconcentratie ter hoogte van het lozingspunt wordt vervolgens gecombineerd met de pluim/jet berekening (paragraaf 5.3) waarna de concentratie op de toetsafstand wordt afgeleid.

5.2.5 Verversing van stoffen in havens

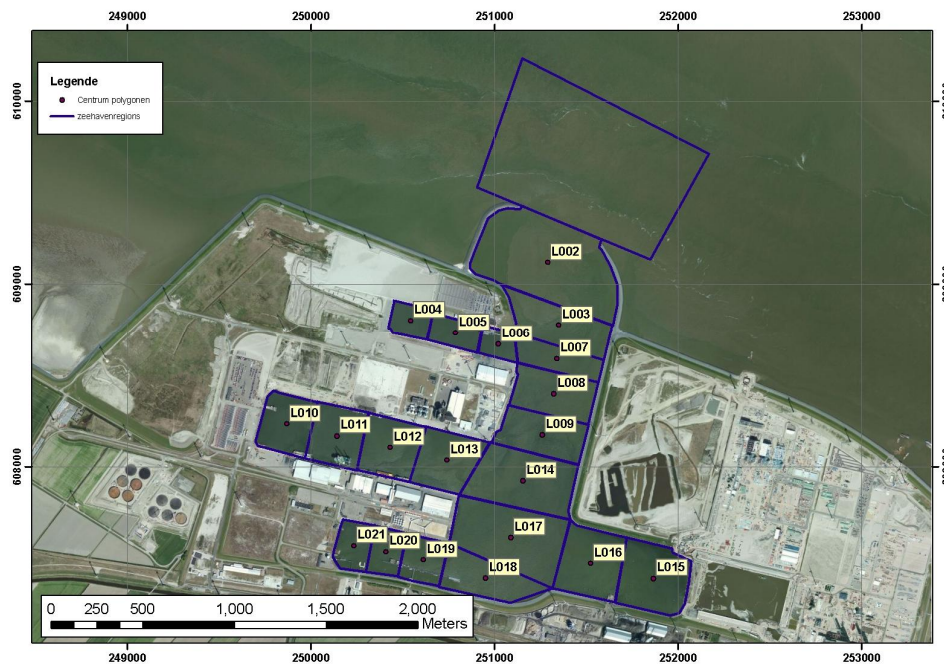
De tweede methode om de achtergrondconcentratieverhoging tengevolge van een lozing in een haven te bepalen maakt gebruik van de resultaten van modelsimulaties van tracers. Uitgangspunt is een haven met een tracerconcentratie van 1 en een concentratie van 0 in het hoofdwatersysteem, waarna het model de afname van de tracer concentratie ten gevolge van de uitwisseling tussen de haven en het hoofdwatersysteem berekent. De haven wordt vervolgens in een aantal deelgebieden opgedeeld. De afnemende concentratie als functie

van de tijd in een deelgebied bepaalt de verversingstijd voor dat deelgebied. Deze verversingstijd wordt dan gebruikt om de verhoging van de achtergrondconcentratie in een deelgebied ten gevolge van een effluent lozing in dat gebied te berekenen

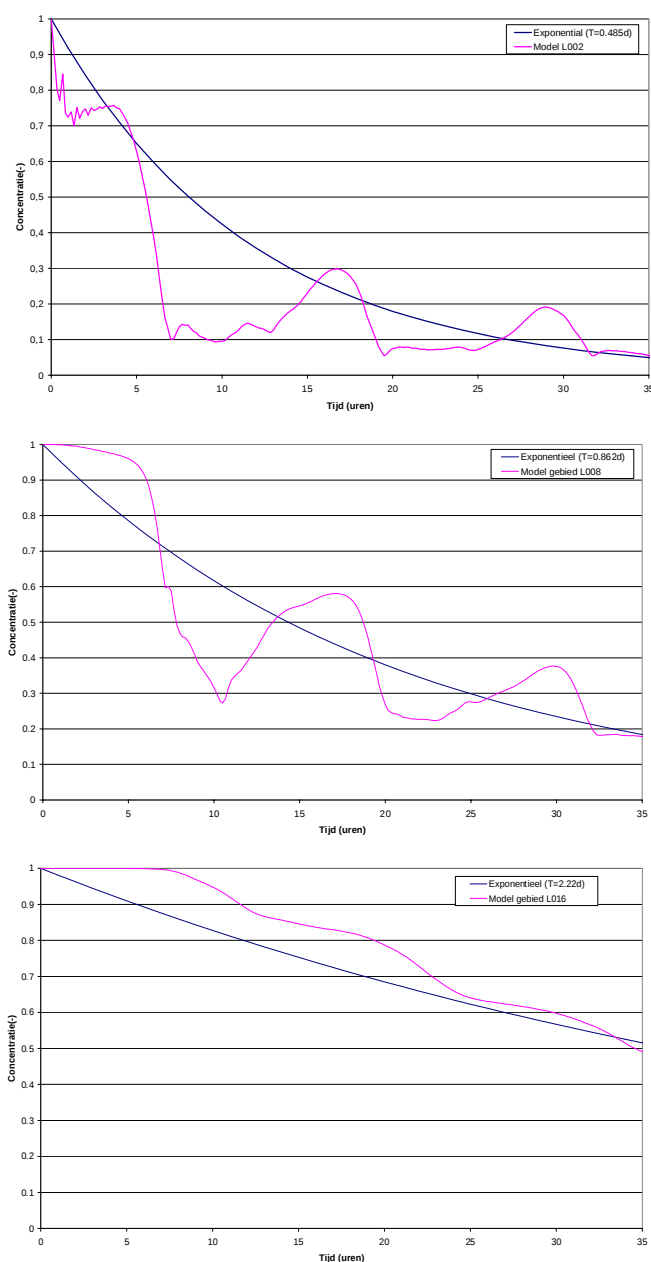
Om de berekening binnen de webapplicatie te vereenvoudigen en toepasbaar te maken wordt aangenomen:

- de concentratie in de gedefinieerde deelgebieden neemt exponentieel af (deze aanname is equivalent met de aanname dat de deelgebieden volledig gemengd zijn);
- de te beoordelen lozing beïnvloedt de hydrodynamica in de haven niet significant.

Over langere perioden zal een exponentiële afname een redelijke aanname zijn. Op kortere tijdschalen zullen variaties optreden door getij-invloeden die over langere tijdschalen uitgemiddeld worden. Als voorbeeld is de Eemshaven onderverdeeld in een aantal deelgebieden (Figuur 5.4). Verversingstijden voor de deelgebieden zijn afgeleid voor deze gebieden. In drie deelgebieden, variërend van bij de havenmond tot bij de kop van de haven, zijn modelresultaten en de afgeleide exponentiële concentratieafname vergeleken in Figuur 5.5.



Figuur 5.4 Overzicht van deelgebieden in de Eemshaven



Figuur 5.5 Vergelijking model en exponentiële afname in drie deelgebieden (L002, L008 en L016) in de Eemshaven (T is de verversingstijd van het deelgebied in dagen)

Bij een exponentiële aanname geldt voor elk segment (deelgebied) dat de verversingstijd kan worden uitgedrukt als $T = V/Q$, met Q het 'verversingsdebiet' en V het volume van het deelgebied. Als een effluent, bestaand uit debiet Q_1 en concentratie C_1 , in een deelgebied loost, dan kan via een massabalans de evenwichtsconcentratie in dat deelgebied worden berekend:

$$C = \frac{(C_1 * Q_1)}{(Q + Q_1)}$$

Hier volgt voor een conservatieve tracer direct een mengfactor uit: C_l/C , hetgeen gelijk is aan $\frac{Q+Q_l}{Q_l}$. Aangezien het volume van het segment bekend is, volgt uit de met de tracerberekening bepaalde waarde van T voor elk segment de waarde van Q . Dan is dus ook voor elk segment de verhoging van de achtergrondconcentratie ten gevolge van de lozing bekend. Die kan natuurlijk ook worden uitgedrukt als functie van de T en V (uitgaande van een oorspronkelijke achtergrondconcentratie van 0):

$$\frac{C_l}{C} = \frac{\left(\frac{V}{T} + Q_l\right)}{Q_l}$$

In deze massabalans is nog geen rekening gehouden met een mogelijk ander debiet (Q_a) in de haven dat de verversingstijd kan beïnvloeden. Als dit andere debiet niet in de modelberekeningen is meegenomen, omdat het bijvoorbeeld andere industriële lozingen betreft die relatief klein zijn, dan kan deze lozing in de massabalans worden meegenomen.

Aangenomen wordt dat deze andere lozing zich bovenstrooms van de lozingslocatie of in hetzelfde subgebied bevindt (benedenstrooms van de lozing heeft het geen direct effect op de verversingstijd ter hoogte van de effluentlozing). Dit wordt in de aanpak met de SILTHAR berekeningen (zoals op dit moment ook in de webapplicatie is opgenomen) ook aangenomen. Als vervolgens wordt aangenomen dat de concentratie van deze andere lozing 0 is en in het deelgebied volledig is gemengd dan volgt uit de massabalans:

$$\frac{C_l}{C} = \frac{\left(\frac{V}{T} + Q_l + Q_a\right)}{Q_l}$$

Er moet nog wel worden opgemerkt dat dit lozingen betreft die niet in het oorspronkelijke hydrodynamisch model zijn opgenomen. Welke lozingen in het hydrodynamische model zijn opgenomen zal in documentatie moeten worden aangegeven. In het algemeen zullen relatief kleine lozingen niet in de hydrodynamische modellen opgenomen zijn.

Deze beschrijving geldt indien de achtergrondconcentratie nul is. Wanneer deze groter is dan 0, dan wordt in de berekeningen niet de effluentconcentratie gebruikt, maar het verschil in concentratie tussen het effluent en het ontvangende water.

Deze verversingsberekeningen worden alleen gebruikt als in de onderliggende database de afgeleide gegevens (erversingstijden) voor de betreffende havensegmenten zijn opgeslagen. Als deze gegevens niet aanwezig zijn, dan wordt de SILTHAR methode toegepast.

De verhoging van de achtergrondconcentratie in het deelgebied waar wordt geloosd wordt vervolgens gecombineerd met de pluim/jet berekening (paragraaf 5.3) waarna de concentratie op de toetsafstand wordt afgeleid.

5.2.6 Kust en zee

Kustwateren en open zee verschillen van de in de vorige hoofdstukken genoemde wateren in die zin dat een berekening van de verhoging van de concentratie alleen goed kan worden geschat door gebruik te maken van geavanceerde modellen. Er kan echter wel een bovengrens worden aangegeven voor de concentratie in de mengzone. Deze is gebaseerd op een menging van het effluent met het volume van de mengzone met een verblijftijd die is afgeleid van het door de mengzone stromende debiet. Voor dit debiet wordt de restsnelheid gebruikt omdat die de netto verversing van het mengvolume vertegenwoordigt. De concentratie die hieruit is af te leiden vertegenwoordigt de maximale verhoging van de achtergrond.

De verdunning van het effluent in de mengzone is op basis van een eenvoudige massabalans:

$$M_k = \frac{u_r \times 2 \times R_{\text{mengzone}} \times H_{\text{mengzone}}}{Q_l}$$

Waarbij u_r de reststroomsnelheid is, R_{mengzone} de straal van de mengzone en H_{mengzone} de dikte/diepte van de mengzone (zie Hoofdstuk 3). Dit geldt voor een lozing op open zee. Voor een lozing aan de kust is de maximale toegestane mengzone begrenst door de kustlijn waardoor de massabalans niet $2 \times R$ maar alleen R bevat. De menging M_k bepaalt de verhoging van de achtergrond in de mengzone. Hierna volgt nog een berekening van de concentratie in een pluim (of jet) waaruit de gecombineerde concentratie van achtergrondverhoging en pluim (of jet) volgt.

5.3 Pluimberekeningen

5.3.1 Inleiding

Er zijn in de applicatie twee soorten pluimberekeningen beschikbaar. De eerste is de pluimberekening, die ook al wordt toegepast binnen het kader van de zoete toets (CIW, 2000). Deze berekening houdt echter geen rekening met dichtheidverschillen tussen effluent en ontvangende water of met verticale dichtheidsgradiënten in het ontvangende water. Deze kunnen het verspreidingsgedrag van de pluim significant beïnvloeden. Vandaar dat ook een pluimverspreidingsmodel, dat met dergelijke dichtheidverschillen rekening kan houden, in het instrument is opgenomen. Dit is het model Jet3D dat door het toenmalige Waterloopkundig Laboratorium is ontwikkeld (Delvigne, 1979).

Voor beide pluimberekeningen is de maximale menging begrensd door de hoeveelheid water dat beschikbaar is voor menging. Dit is bepaald door de eenvoudige menging waarbij een massabalans de maximale menging uitrekent op basis van het beschikbare debiet (rivierafvoer) en lozingsdebiet (zie Hoofdstuk 5.2.2).

5.3.2 Pluimverspreiding volgens de zoete toets

De beschrijving van de berekeningen zijn in de documentatie van de zoete toets opgenomen (CIW, 2000). Bij deze berekening wordt een onderscheid gemaakt in:

- Een situatie waarbij in eerste instantie sprake is van een uitstroming in de vorm van een jet die vervolgens overgaat in een tweedimensionale pluim;
- Een situatie waarbij de uitstroming direct plaatsvindt in de vorm van een driedimensionale pluim die daarna overgaat in een tweedimensionale pluim.

Welke van deze twee condities gelden is afhankelijk van de verhouding tussen de uitstroomsnelheid en de stroomsnelheid van het ontvangende water. De uitwerking van de berekening zoals deze is opgenomen in de toets is in Appendix B.

5.3.3 Jet3D

Voor situaties waar dichtheidsverschillen een rol spelen in de verspreiding van de pluim is het pluimverspreidingsmodel Jet3D beschikbaar (Delvigne, 1979). Dit model is in de jaren 70 door het toenmalig Waterloopkundig Laboratorium ontwikkeld en beschrijft de driedimensionale verspreiding van een ronde pluim met een dichtheid die kan afwijken van het ontvangende water. Het ontvangende water kan een niet-uniform verticaal dichtheidprofiel en een niet-uniform snelheidsprofiel hebben.

Dit model is nodig in situaties die niet door de 'zoete' pluimberekening kunnen worden gesimuleerd vanwege optredende dichtheidverschillen.

Het model beschrijft de pluim vanaf het moment dat het effluent de pijp verlaat. De berekeningen stoppen wanneer de rand van de mengzone is bereikt of wanneer de pluim de bodem of wateroppervlak of een van beide oevers raakt. In de applicatie stopt de berekening ook wanneer de diameter van de pluim groter wordt dan de diepte of de breedte van het ontvangende water.

Als de Jet3D berekening stopt voordat de rand van de mengzone is bereikt worden de gegevens overgenomen door de 2D berekening die ook in de zoete pluimberekening is opgenomen. Hierbij wordt ervoor gezorgd dat er geen discontinuïteit optreedt in de verdunning van de pluim door de diepte die in de 2D berekening wordt gebruikt aan te passen en in de verdere berekening constant te houden.

5.4 Totale menging en eindconcentratie

Voor elk type water vormt de eindconcentratie het resultaat van een pluimberekening of een berekening van de algemene menging van het effluent met achtergrond die al of niet gevolgd wordt door een pluimberekening. De mengfactor is gedefinieerd als:

$$M_1 = 1 + \frac{Q_a}{Q_l} = \frac{Q_l + Q_a}{Q_l}$$

Wanneer dit reeds gemengde water nog een keer gemengd wordt met het effluent met mengfactor M_p (bijvoorbeeld door een pluimberekening), dan volgt uit een massabalans dat de totale mengfactor M_2 gedefinieerd wordt door:

$$\frac{1}{M_2} = \frac{1}{M_1} + \frac{1}{M_p} - \frac{1}{M_1 \times M_p}$$

De laatste term is onbelangrijk bij vrij grote mengfactoren maar is wel significant bij lage mengfactoren. Wanneer eenmaal de totale menging op de rand van de mengzone op deze wijze is afgeleid, dan volgt de verhoging van de concentratie ΔC_t ten opzichte van de achtergrondconcentratie (C_a) door:

$$\Delta C_t = \frac{C_l - C_a}{M_2}$$

met C_l de concentratie in het effluent.

6 De geïmplementeerde beslisboom

6.1 Inleiding

Sinds er meerdere rekentechnieken in de applicatie beschikbaar zijn, is een beslisboom nodig om de concentratie op de rand van de mengzone op de meest geschikte manier uit te rekenen. Hiervoor zijn een aantal stappen nodig:

De eerste stap is om het type water vast te stellen op basis van de gegeven invoer van het ontvangende water. Hierbij wordt niet gelet op de keuze van het type water die gemaakt wordt, maar op de gegevens die beschikbaar zijn.

Nadat het type water is vastgesteld wordt bepaald hoe groot de mengzone is, deze is gebaseerd op de definitie van de mengzone van Hoofdstuk 3.

Als laatste stap worden de resultaten van de berekeningen gepresenteerd en vergeleken met de criteria. Voor die vergelijking met de criteria worden de schema's, zoals die ook in Handboek Immissietoets zijn opgenomen, gebruikt.

6.2 Details van de beslisboom

In Appendix A is een overzicht gegeven van de beslisboom zoals die op dit moment is geïmplementeerd (Versie 2.0). De getallen die in de figuur staan vertegenwoordigen het beslisnummer. De beslisboom met de beslisnummers is in tabelvorm ook weergegeven in Appendix A. In de tabel staat ook een korte uitleg van de vraag waar een beslissing op genomen moet worden (dus positief of negatief), met een verwijzing naar de volgende beslissing, afhankelijk van de uitkomst.

In de figuur zijn de structuren die bij verschillende typen water horen goed te zien. Voordat tot berekeningen wordt overgegaan is een toets van het effluent zelf aan de orde (beslissing 48 is Stap 1, de effluenttoets), waarna of Stap 2 (triviaaltoets) of 3/4 (significantie- en normtoets) wordt uitgevoerd. Dit laatste wordt door de gebruiker bepaald. In Stap 1/2 wordt het type oppervlakte water bepaald door de keuze die de gebruiker heeft gemaakt, terwijl in Stap 3/4 die keuze wordt gemaakt aan de hand van de beschikbaar gemaakte gegevens.

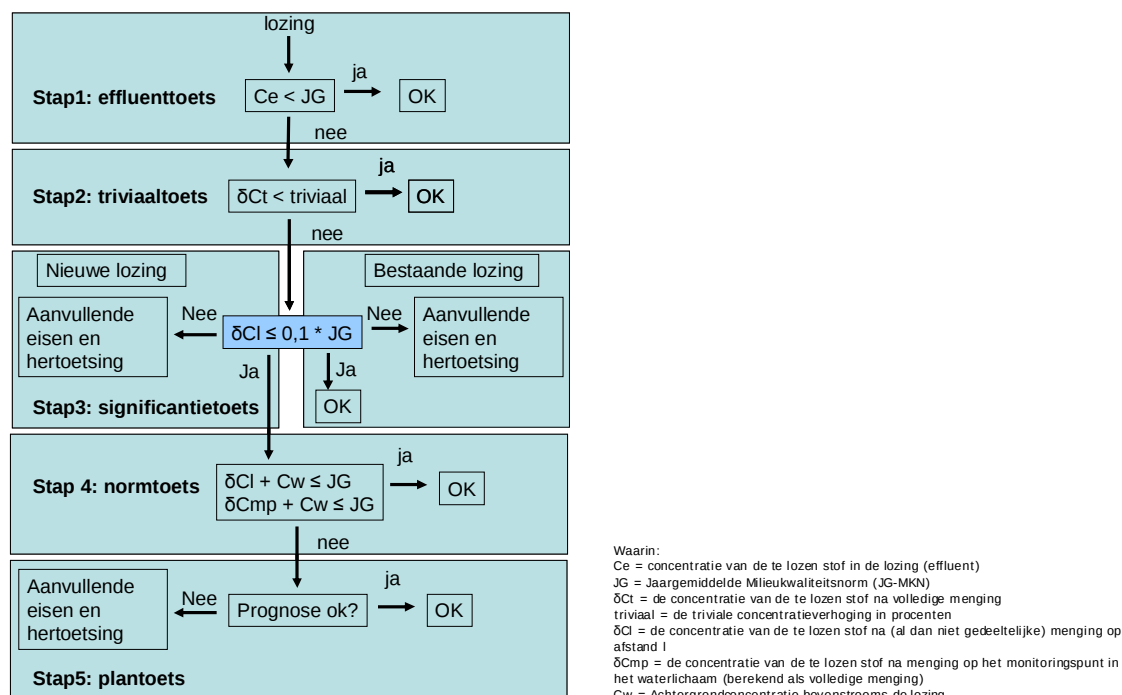
In eerste instantie vindt een toets plaats die bepaalt of de concentratie van het effluent groter is dan de jaargemiddelde MKN (bestaande lozing). Als de concentraite in het effluent de MKN overschrijdt dan volgt een aantal beslissingen (Stap 3/4) die naar bepaalde watertypen verwijzen en die gebaseerd zijn op de aangeleverde gegevens (de getallen verwijzen naar het beslisnummer in de figuren en de tabel in Appendix A:

- Beslissing 45: Is het Watertype 6 of 7? Deze beslissing is gebaseerd op de definitie van de breedte die voor dit type onbeperkt is en op 999999 is gezet. Als deze met ja is beantwoord betreft het kust/zee.
- Beslissing 2: Als deze met ja is beantwoord betreft het een voorgedefinieerde locatie (dit is in de huidige versie alleen een optie en is in Versie 2.0 niet geïmplementeerd). Deze beslissing kijkt naar de definitie van de locatie en als deze overeenkomt met een locatie waar de verdunning is voorgeschreven in de applicatie, dan wordt dit gebruikt om concentraties te toetsen.
- Beslissing 34: Is er getij aanwezig? Als deze met ja wordt beantwoord omdat de er geen verticale getijslag aanwezig is ($<0.001\text{m}$), dan betreft het een zoetwatersysteem

waarvoor de zoete toets toepasbaar is. Hierbij kan opgemerkt worden dat zonder dichtheidsverschillen de rekentechnieken hetzelfde zijn als bij de bestaande zoete toets, maar dat met dichtheidsverschillen Jet3D wordt toegepast.

- Beslissing 16: Betreft het een haven? Of het een haven is wordt bepaald door de waarde van het netto debiet (rivierafvoer). Zonder dit debiet ($<0.001 \text{ m}^3/\text{s}$) wordt het water als een haven gezien;
- Beslissing 156: Ook voor niet getijdesituatie kan het een haven betreffen. In dit geval wordt naar de definitie van de (bovenstroomse) lengte gekeken en als deze groter is dan nul wordt het als een haven aangemerkt, maar nu zonder getij-inval. Wanneer deze bovenstroomse lengte nul is, kan het alleen maar een meer of rivier/kanaal zijn.
- Beslissing 23: Is het gegeven netto debiet heel klein of niet aanwezig? Zonder deze afvoer betreft het een zoetwatermeer, anders betreft het een zoetwater rivier/kanaal/beek. De verblijftijd in het meer kan worden bepaald door een extra debiet toe te voegen. Dit wordt dan niet gezien als een rivier afvoer.
- Beslissing 6: Is er een significant getijbeweging met een positief vloed debiet? Als dat zo is dan betreft het een getijrivier/estuarium. Zonder dit vloed debiet worden het systeem als een zoetwater rivier/kanaal/beek gezien en worden resultaten voor dit type water gebruik voor toetsing van de concentratie. Het debiet zelf kan wel door getij worden beïnvloed, maar er vindt geen omkering van de stroming plaats en dus kan het effluent ook niet in de buurt van het lozingspunt ophopen. Wanneer er wel een positief vloed debiet is dan wordt het systeem als een getijderivier aangemerkt en kan er wel ophoping plaatsvinden.

Nadat het watersysteemtype is gedefinieerd volgt de bepaling van de grootte van de mengzone (Hoofdstuk 3) en de berekening van de menging en de daaruitvolgende concentratie op de rand van de mengzone. De toetsing van de concentratie op de mengzone vindt plaats volgens het beschikbare stroomschema dat in het Handboek Immissietoets is opgenomen (Figuur 6.1).



Figuur 6.1 Overzicht van de Immissietoets zoals opgenomen in het Handboek Immissietoets

Bij Figuur 6.1 kan worden opgemerkt dat in Europees verband het onderscheid tussen nieuwe en bestaande lozingen niet meer aanwezig is. Wel wordt een optie aangeboden waarin een relatieve toename op de rand van de mengzone wordt gehanteerd als eis. Deze is in Europees verband echter niet verplicht. In Nederland is de 10% eis als uitgangspunt voor nieuwe lozingen gehandhaafd om het principe van 'géén achteruitgang' op termijn te kunnen waarborgen.

De beslisboom is zo opgezet dat voor elk type water eerst de trivიაaltoets wordt uitgevoerd omdat deze niet afhangt van het type water waarin wordt geloosd. Vervolgens vindt een toets plaats op de verhoging van de concentratie op de rand van de mengzone waarbij het criterium voor concentratieverhoging 10% van de MKN waarde is. Wanneer de lozing niet voldoet aan de het 10% criterium of het voldoet wel maar betreft het een nieuwe lozing, dan is een normtoets noodzakelijk (ten opzichte van de JG-MKN). Bij de overschrijding van het 10% criterium vindt vervolgens een MAC toetsing plaats. Deze vindt niet plaats voor een nieuwe lozing die wel aan het 10% criterium voldoet. Deze structuur van beslissingen keert terug voor elk type water.

Bijvoorbeeld, voor de kust en zee situatie test beslissing 47 of de verhoging meer is dan 10% van de MKN. Als dit zo is dan wordt een MAC toets uitgevoerd (beslissing 84) als er een MAC waarde is ingevuld (beslissing 95). Bij een overschrijding van de MAC norm of wanneer het een nieuwe lozing betreft (beslissing 60) stopt de toets, anders volgt een toets op de jaargemiddelde MKN (beslissing 155). Wanneer bij beslissing 47 wel aan het 10% criterium wordt voldaan, dan stopt voor een bestaande lozing (beslissing 71) de toets. De beslissing 132 kijkt weliswaar of de concentratie beneden de MKN blijft, maar dit verandert de uitkomst niet. Deze laatste beslissing is bedoeld om in de uitvoer kenbaar te maken of aan deze norm ook wordt voldaan of niet. Alleen wanneer het wel een nieuwe lozing betreft (na beslissing 71) kan de MKN toets (beslissing 46) tot een advies tot nader onderzoek leiden.

De concentraties die aan de criteria worden getoetst worden bepaald met verschillende combinaties van mengfactoren. In het algemeen bestaan deze uit een berekening van de verhoging van de achtergrondconcentratie ter plekke van het lozingspunt, veroorzaakt door de lozing zelf en een pluim of jet berekening, afhankelijk van het dichtheidsverschil tussen effluent en ontvangende water.

Zoet water – rivier/kanaal/beek

Zonder dichtheidsverschil: Alleen zoete pluimberekening (zie Hoofdstuk 5.3.2);

Met dichtheidsverschil: Alleen Jet3D pluimberekening (zie Hoofdstuk 5.3.3).

In estuaria en getijrivieren met een restdebiet

Zonder dichtheidsverschil: Getijmenging (Hoofdstuk 5.2.3) gevolgd door een zoete pluimberekening (Hoofdstuk 5.3.2);

Met dichtheidsverschil: Getijmenging (Hoofdstuk 5.2.3) gevolgd door een Jet3D pluimberekening (zie Hoofdstuk 5.3.3).

In doodlopende kanaalpanden en havens (zonder restdebiet)

Zonder dichtheidsverschil: Havenuitwisseling (Hoofdstuk 5.2.4) gevolgd door een zoete pluimberekening (Hoofdstuk 5.3.2);

Met dichtheidsverschil: Havenuitwisseling (Hoofdstuk 5.2.4) gevolgd door een Jet3D pluimberekening (zie Hoofdstuk 5.3.3).

Aan de oevers van brede estuaria

Zonder dichtheidsverschil: Getijmenging (Hoofdstuk 5.2.3) gevolgd door een zoete pluimberekening (Hoofdstuk 5.3.2);

Met dichtheidsverschil: Getijmenging (Hoofdstuk 5.2.3) gevolgd door een Jet3D pluimberekening (zie Hoofdstuk 5.3.3).

(Aan de kust van) open zee

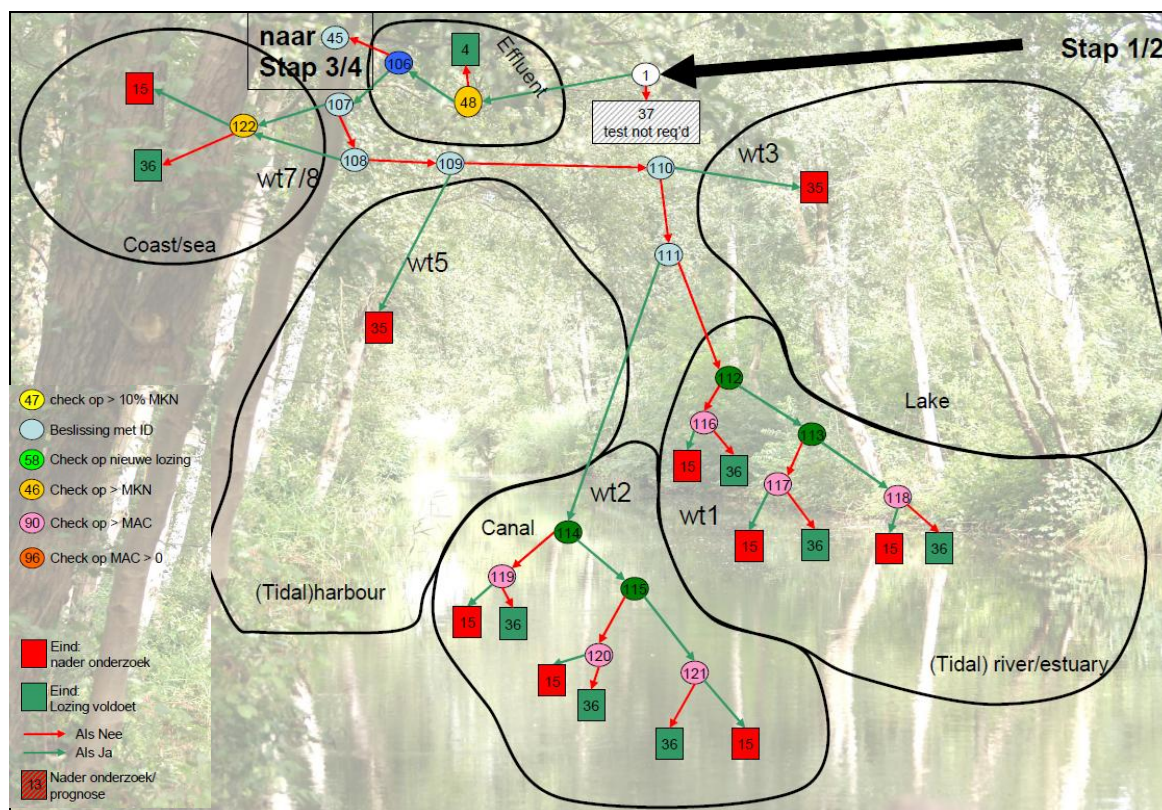
Zonder dichtheidsverschil: Menging kust en zee (Hoofdstuk 5.2.5) gevolgd door een zoete pluimberekening (Hoofdstuk 5.3.2);

Met dichtheidsverschil: Menging kust en zee (Hoofdstuk 5.2.5) gevolgd door een Jet3D pluimberekening (zie Hoofdstuk 5.3.3).

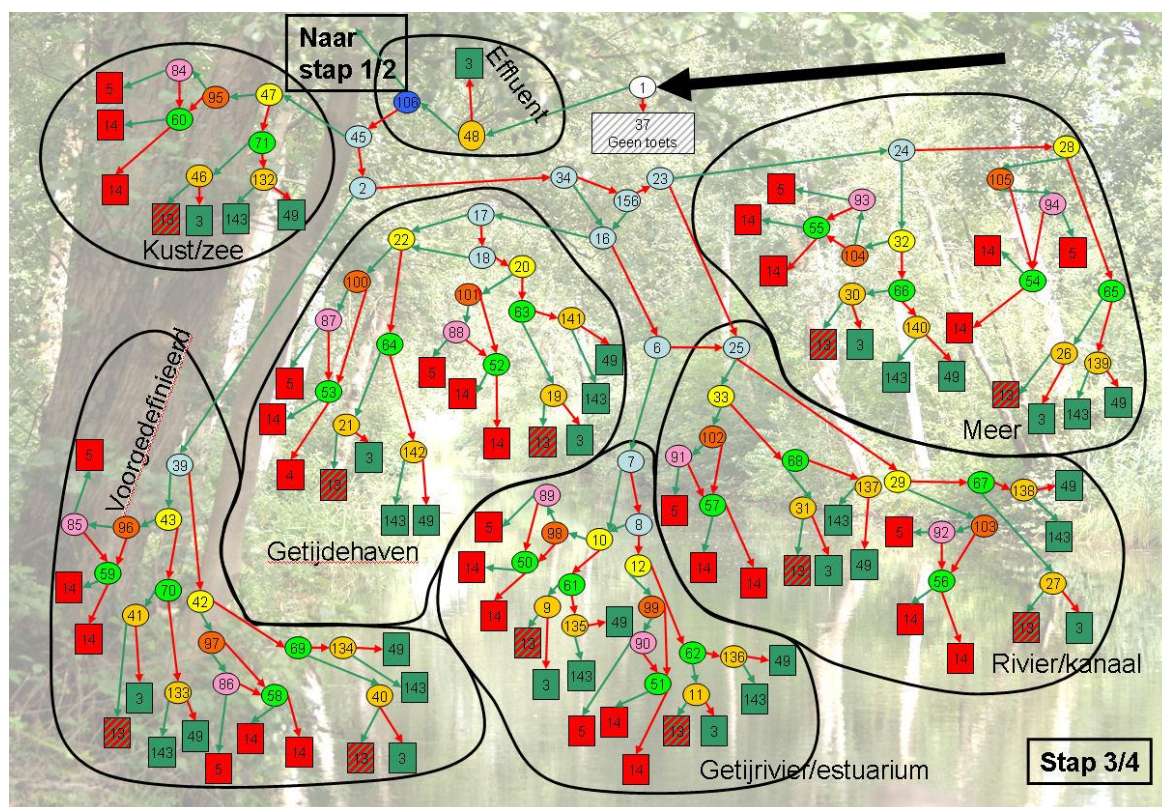
7 Referenties

- CIW, 2000. Emissie-immissie, prioritering van bronnen en de immissietoets, Commissie Integraal Waterbeheer, Ministerie van Verkeer & Waterstaat, Den Haag.
- CIW, 2004. Beoordelingssystematiek Warmtelozingen. Commissie Integraal Waterbeheer, Ministerie van Verkeer & Waterstaat, Den Haag.
- Delvigne, G.A.L., 1979. Round buoyant jet with three-dimensional trajectory in ambient flow, 18th Congress of the IAHR, Cagliari, Italy.
- EUROPESE COMMISSIE, 2010, Technische Richtsnoeren voor de Identificatie van Mengzones, krachtens artikel 4, lid 4, van Richtlijn 2008/105/EG, Brussel, C(2010) 9369, December 2010
- Eysink, W.D., 2004. SILTHAR Version 4.2 - A mathematical program for the computation of siltation in harbour basins. Report 8.6520, Delft Hydraulics, Delft.
- van de Graaf, J. and Reinalda, R., 1977. Horizontale uitwisseling in samengetrokken modellen. S0061, Waterloopkundig Laboratorium, Delft.
- van Hattum, B., Baart, A.C. and Boon, J.G., 2002. Computer model to generate predicted environmental concentrations (PECs) for antifouling products in the marine environment - 2nd edition accompanying the release of Mam-Pec Version 1.4. Report number E-02-04/Z3117, IVM, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Kleissen, F.M., 2012. Emissie-immissietoets voor oppervlaktewateren – Handleiding Webapplicatie Versie: 2.1, Rapport 1207132-000-ZKS-0004, Deltares, Delft.

A Schema en Tabel beslisboom



Overzicht van de Stap 1/2 beslissboom



Overzicht van Stap 3/4 van de beslissboom

ID	Als ja	Als Nee	Beschrijving
1	48	37	START TOETS: Lozingsdebiet groter dan 0 ?
2	39	34	Is locatie voorgedefinieerd ?
3	NULL	NULL	Conc. verh. < 10% JG-MKN en eindconc. < JG-MKN, lozing voldoet
4	NULL	NULL	Effluentconcentratie < JG-MKN, lozing voldoet
5	NULL	NULL	Einde toets: concentratie > MAC - neem maatregelen of vraag advies
6	7	25	Getij significant (Is er een vloeddebiet) ?
7	10	8	Getijmenging en dichtheidverschil effluent en ontvangende water ?
8	10	12	Getijmenging en verticale dichtheidsgradient?
9	13	3	Nieuwe concentratie na getijmenging (jet3d) > JG-MKN?
10	98	61	Conc. verh. na getijmenging (jet3d) > 10% JG-MKN?
11	13	3	Nieuwe concentratie na getijmenging (pluim) > JG-MKN?
12	99	62	Concentratieverhoging na getijmenging (pluim) > 10% JG-MKN?
13	NULL	NULL	Verh. conc <10% JG en eindcon. > JG-MKN - neem maatregelen of vraag advies
14	NULL	NULL	Eindconcentratieverhoging meer dan 10% JG-MKN- neem maatregelen of vraag advies
15	NULL	NULL	Einde Tier 1 toets, conc. groter dan toegestaan, ga naar Tier 2
16	17	6	Watertype 4 ?
17	22	18	Watertype 4 en dichtheidverschil effluent en ontvangende water?
18	22	20	Watertype 4 vertikaal dichtheidgradient?
19	13	3	Concentratie (pluim) - watertype 4 > JG-MKN ?
20	101	63	Verhoging concentratie (pluim) - watertype 4 >10%MKN ?
21	13	3	Concentratie (jet3d) - watertype 4 > JG-MKN ?
22	100	64	Verhoging concentratie (jet3d) - watertype 4 >10%JG-MKN ?
23	24	25	Voer zoete toets uit: Watertype 2 (geen significante stroming)?
24	32	28	Voer zoete toets (Watertype 2) uit: Dichtheidverschil effluent en ontvangende water?
25	33	29	Voer zoete toets (Watertype 1) uit: Dichtheidverschil effluent en ontv. water?
26	13	3	Zoete toets watertype 2 (pluim), eindconcentratie > JG-MKN?
27	13	3	Zoete toets watertype 1 (pluim): eindconcentratie >JG-MKN ?
28	105	65	Zoete toets watertype 2 (pluim), concentratieverhoging > 10%JG-MKN ?
29	103	67	Zoete toets watertype 1 (pluim): concentratieverhoging > 10%JG-MKN
30	13	3	Zoete toets watertype 2 (jet3d), eindconcentratie > JG-MKN?
31	13	3	Zoete toets watertype 1 (jet3d): eindconcentratie >JG-MKN ?
32	104	66	Zoete toets watertype 2 (jet3d), concentratieverhoging > 10% JG-MKN ?
33	102	68	Zoete toets watertype 1 (jet3d): concentratieverhoging > 10%JG-MKN
34	16	156	Getij aanwezig ?
35	NULL	NULL	Situatie niet in Tier 1 af te leiden - ga naar Tier 2
36	NULL	NULL	Concentratie lager dan limiet, lozing voldoet (Tier 1)
37	NULL	NULL	Geen lozingsdebiet, toets niet uitgevoerd.
38	NULL	NULL	Conc. verhoging >10%JG-MKN en conc. > JG-MKN, hoger dan toegestaan, verder onderzoek of vraag advies
39	43	42	Dichtheidsverschil ontvangende water en effluent (voorgedef)
40	13	3	Voorgedefinieerd en pluim concentratie > JG-MKN?
41	13	3	Voorgedefinieerd en jet3D concentratie > JG-MKN?
42	97	69	Conventratieverhoging voorgedefinieerd en pluim concentratie > 10% JG-MKN
43	96	70	Conventratieverhoging voorgedefinieerd en jet3D concentratie > 10% JG-MKN
44	NULL	NULL	Achtergrondconcentratie groter dan JG-MKN, ga naar Tier 2
45	47	2	Betreft het watertype 6 of 7 ?
46	13	3	Is watertype 6 of 7 concentratie > JG-MKN ?
47	95	71	Is watertype 6 of 7 concentratieverhoging > 10%JG-MKN ?
48	106	4	Effluentconcentratie groter > JG-MKN ?

ID	Als ja	Als Nee	Beschrijving
49	NULL	NULL	Verhog. eindconc.< 10%JG-MKN en conc.< JG-MKN, lozing voldoet
50	14	14	Nieuwe lozing watertype 3 of 5 (jet3d)
51	14	14	Nieuwe lozing (pluim) watertype 3 of 5
52	14	14	Nieuwe lozing (pluim) watertype 4
53	14	14	Nieuwe lozing (jet) watertype 4
54	14	14	Nieuwe lozing (pluim) watertype 2
55	14	14	Nieuwe lozing (jet) watertype 2
56	14	14	Nieuwe lozing (pluim) watertype 1
57	14	14	Nieuwe lozing (jet) watertype 1
58	14	14	Nieuwe lozing (pluim) voorgedefinieerd
59	14	14	Nieuwe lozing (jet) voorgedefinieerd
60	14	14	Nieuwe lozing (jet) watertype 6 of 7
61	9	135	Nieuwe lozing watertype 3 of 5 (jet3d)
62	11	136	Nieuwe lozing (pluim) watertype 3 of 5
63	19	141	Nieuwe lozing (pluim) watertype 4
64	21	142	Nieuwe lozing (jet) watertype 4
65	26	139	Nieuwe lozing (pluim) watertype 2
66	30	140	Nieuwe lozing (jet) watertype 2
67	27	138	Nieuwe lozing (pluim) watertype 1
68	31	137	Nieuwe lozing (jet) watertype 1
69	40	134	Nieuwe lozing (pluim) voorgedefinieerd
70	41	133	Nieuwe lozing (jet) voorgedefinieerd
71	46	132	Nieuwe lozing (jet) water type 6 or 7
72	13	49	Watertype 3 of 5 (jet3d) eindconcentratieverhoging>10% JG-MKN?
73	13	49	(pluim) Watertype 3 of 5 eindconcentratieverhoging>10% JG-MKN?
74	13	49	(pluim) Watertype 4, eindconcentratieverhoging>10% JG-MKN?
75	13	49	(jet) Watertype 4, eindconcentratieverhoging>10%JG-MKN?
76	13	49	(pluim) Watertype 2, eindconcentratieverhoging>10%JG-MKN?
77	13	49	(jet) Watertype 2, eindconcentratieverhoging>10%JG-MKN?
78	13	49	(pluim) Watertype 1, eindconcentratieverhoging>10%JG-MKN?
79	13	49	(jet) Watertype 1, eindconcentratieverhoging>10%JG-MKN?
80	13	49	(pluim) voorgedefinieerd, eindconcentratieverhoging>10%JG-MKN?
81	13	49	(jet) voorgedefinieerd, eindconcentratieverhoging>10%JG-MKN?
82	13	49	(jet) Watertype 6 or 7, eindconcentratieverhoging>10%JG-MKN?
83	84	3	Nieuwe lozing en effluentconcentratie>JG-MKN?
84	5	60	(jet3d) Concentratie (op 0.025*mengzone)> MAC? (Watertype 6 of 7)?
85	5	59	(jet3d) Concentratie (op 0.025*mengzone)> MAC? (voorgedefinieerd)?
86	5	58	(pluim) Concentratie (op 0.025*mengzone)> MAC? (voorgedefinieerd)?
87	5	53	(jet3d) Concentratie (op 0.025*mengzone)> MAC? (Watertype 4)?
88	5	52	(pluim) Concentratie (op 0.025*mengzone)> MAC? (Watertype 4)?
89	5	50	(jet3d) Concentratie (op 0.025*mengzone)> MAC? (Watertype 3 of 5)?
90	5	51	(pluim) Concentratie (op 0.025*mengzone)> MAC? (Water type 3 or 5)?
91	5	57	(jet3d) Concentratie (op 0.025*mengzone)> MAC? (Watertype 1)?
92	5	56	(pluim) Concentratie (op 0.025*mengzone)> MAC? (Watertype 1)?
93	5	55	(jet3d) Concentratie (op 0.025*mengzone)> MAC? (Watertype 2)?
94	5	54	(pluim) Concentratie (op 0.025*mengzone)> MAC? (Watertype 2)?
95	84	60	MAC > 0 (Watertype 6/7)?
96	85	59	MAC > 0 (Voorgedefinieerd)?
97	86	58	MAC > 0 (Voorgedefinieerd)?

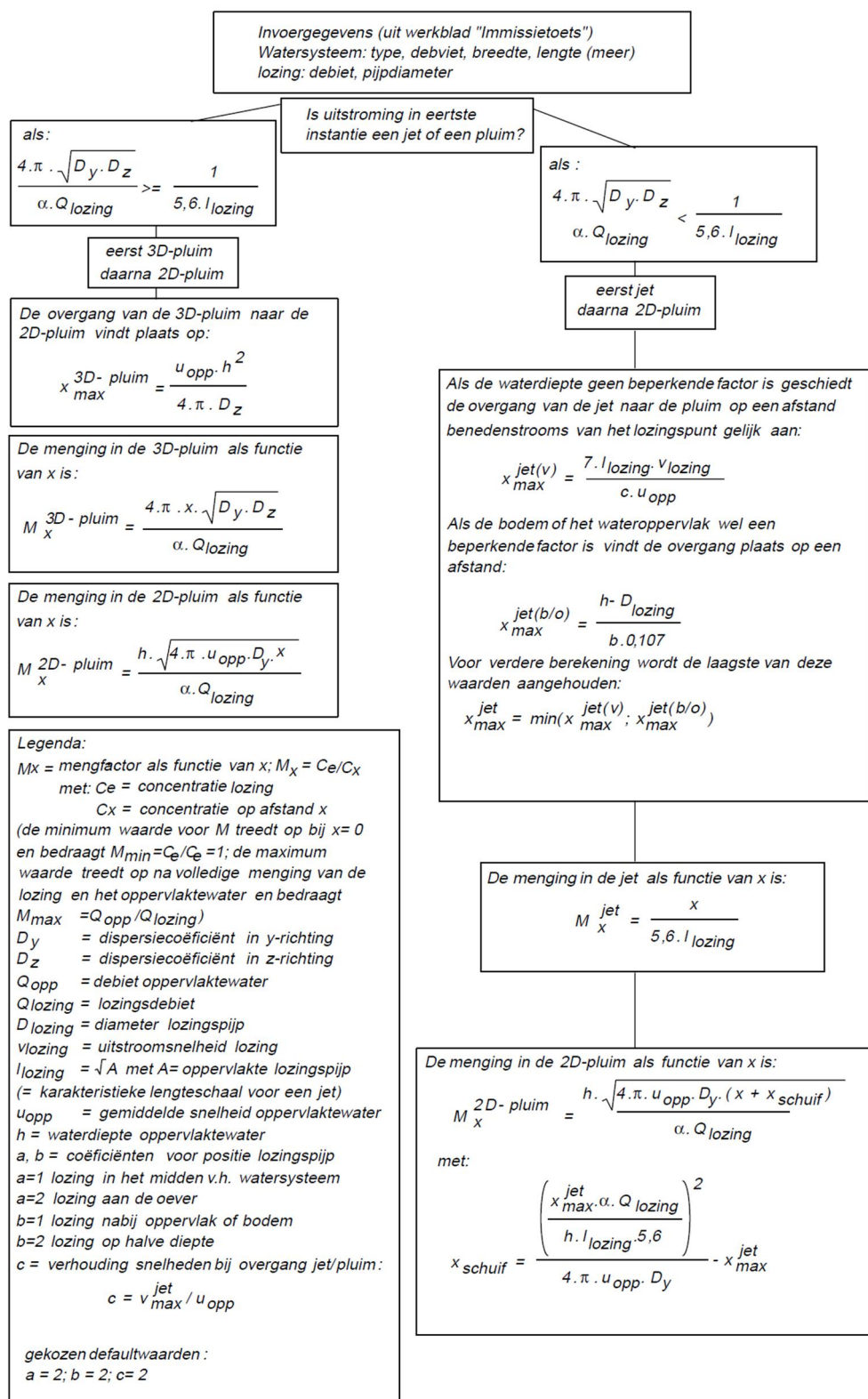
ID	Als ja	Als Nee	Beschrijving
98	89	50	MAC > 0 (Watertype 3/5)?
99	90	51	MAC > 0 (Watertype 3/5)?
100	87	53	MAC > 0 (Watertype 4)?
101	88	52	MAC > 0 (Watertype 4)?
102	91	57	MAC > 0 (Watertype 1)?
103	92	56	MAC > 0 (Watertype 1)?
104	93	55	MAC > 0 (Watertype 2)?
105	94	54	MAC > 0 (Watertype 2)?
106	107	45	Naar Tier 1?
107	122	108	Water type 8 ?
108	122	109	Watertype 7 ?
109	35	110	Watertype 5 ?
110	35	111	Watertype 3 ?
111	114	112	Watertype 2 ?
112	113	116	Zoet water en getijrivier breedte >100m?
113	118	117	Zoet water en getijrivier breedte >400m?
114	115	119	Kanaal en breedte groter dan 25m?
115	121	120	Kanaal en breedte groter dan 100m?
116	15	157	REL. verhoging in % tov EQS >2% ?
117	15	157	REL. verhoging in % tov EQS >0.75% ?
118	15	157	REL. verhoging in % tov EQS >0.1% ?
119	15	157	REL. verhoging in % tov EQS >4% ?
120	15	157	REL. verhoging in % tov EQS >2.5% ?
121	15	157	REL. verhoging in % tov EQS >1% ?
122	15	157	Effectieve volume debiet > 5 m3/s ?% ?
123	29	103	Watertype 1,pluim, gebruik criterium voor rel. verandering?
124	33	102	Watertype 1,jet, gebruik criterium voor rel. verandering?
125	28	105	Watertype 2,pluim, gebruik criterium voor rel. verandering?
126	32	104	Watertype 2,jet, gebruik criterium voor rel. verandering?
127	12	99	Watertype 3,pluim, gebruik criterium voor rel. verandering?
128	10	98	Watertype 3,jet, gebruik criterium voor rel. verandering?
129	20	101	Watertype 4,pluim, gebruik criterium voor rel. verandering?
130	22	100	Watertype 4,jet, gebruik criterium voor rel. verandering?
131	47	95	Watertype 6/7, jet, gebruik criterium voor rel. verandering?
132	143	49	Watertype 6/7, concentratie> JG-MKN?
133	143	49	Voorgedef., concentratie(3D)> JG-MKN?
134	143	49	Voorgedef., concentratie (pluim)> JG-MKN?
135	143	49	Watertype 3/5, concentratie(3D)> JG-MKN?
136	143	49	Watertype 3/5, concentratie(pluim)> JG-MKN?
137	143	49	Watertype 1, concentratie(3D)> JG-MKN?
138	143	49	Watertype 1, concentratie(pluim)> JG-MKN?
139	143	49	Watertype 2, concentratie(pluim)> JG-MKN?
140	143	49	Watertype 2, concentratie(3D)> JG-MKN?
141	143	49	Watertype 4, concentratie(pluim)> JG-MKN?
142	143	49	Watertype 4, concentratie(3D)> JG-MKN?
143	NULL	NULL	Conc. verhoging < 10%JG-MKN en conc. > JG-MKN, lozing voldoet
144	NULL	NULL	Conc. verhoging > 10%JG-MKN en conc. < JG-MKN, lozing voldoet
145	38	144	Watertype 1, concentratie(pluim)> JG-MKN?
146	38	144	Watertype 1, concentratie(3D)> JG-MKN?

ID	Als ja	Als Nee	Beschrijving
147	38	144	Watertype 2, concentratie(pluim)> JG-MKN?
148	38	144	Watertype 2, concentratie(3D)> JG-MKN?
149	38	144	Watertype 3/5, concentratie(pluim)> JG-MKN?
150	38	144	Watertype 3/5, concentratie(3D)> JG-MKN?
151	38	144	Voorgedef., concentratie(pluim)> JG-MKN?
152	38	144	Voorgedef., concentratie(3D)> JG-MKN?
153	38	144	Watertype 4, concentratie(3D)> JG-MKN?
154	38	144	Watertype 4, concentratie(pluim)> JG-MKN?
155	38	144	Watertype 6/7, concentratie(3D)> JG-MKN?
156	16	23	Is het een haven (lengte>0)?
157	44	36	Achtergrondconcentratie > MKN?

Beslisboomtabel behorende bij Versie 3.0 (opm: niet alle beslissingen in de tabel vormen onderdeel van de beslisboom). De getallen onder de ja en nee kolom verwijzen naar het te volgen beslisnummer. Als deze verwijzing voor beide NULL is dan is dit een eindbeslissing die in de uitvoer expliciet wordt opgenomen.

B Pluimberekening (CIW, 2000)

Blok-schema berekeningswijze werkblad "Mengberekening"



C Beschrijving van Jet3D (Delvigne et al., 1979)

Round Buoyant Jet With Three-Dimensional Trajectory in Ambient Flow*

by G.A.L. Delvigne

Delft Hydraulics, Delft, The Netherlands

Synopsis

Differential equations have been derived to describe the three-dimensional trajectory of the jet axis and the width and concentration along the trajectory of a jet. The jet discharges at arbitrary angle in an ambient flow that has a non-uniform velocity distribution as well as a non-homogeneous density.

The same principles have been used in the derivation as has been done by Fan¹ to describe a two-dimensional trajectory of a jet in a uniform and homogeneous ambient flow.

Calculations have been compared with the (few) measurements on jets with 3D-trajectories, known from the literature.

1 Introduction

The submerged waste water discharge is an example of a jet in an ambient flow where the jet trajectory, width and concentration have to be obtained to a good approximation in a simple way.

A usual and simple method to describe a free, round, buoyant jet is the integration method as executed for instance by Fan¹. Fan derived the differential equations for a jet with a two-dimensional (2D) trajectory (see Figure 1) in a medium with a uniform velocity field and a homogeneous density.

In this paper the differential equations have been derived for a jet with a three-dimensional (3D) trajectory, while the flow velocity U_a and the density ρ_a of the medium may vary along the jet trajectory (The same applies to any concentration of the medium). The present description may be specified to be an extension of Fan's theory because the basic methods and assumptions are similar. The present description of the jet consists of the calculation of the trajectory of the jet axis (given in terms of x , y , z , ϕ and θ , see Fig. 2), velocity u , density ρ , concentration c and b being a measure of the jet width.

The behaviour of the variables ϕ , θ , b , u , ρ and c along the jet axis coordinate s is described by differential equations which follow from the conservation laws of momentum, mass, concentration and density. Semi-empirical boundary conditions have been derived.

¹L.N. Fan (1967): "Turbulent buoyant jets into stratified or flowing ambient fluid".
Calif. Inst. Techn., Report KH-R-15, Pasadena, California.

* Selected sections of a paper presented at the 18th IAHR Congress, Cagliari, Italy (1979)

2 Starting points

The jet trajectory is divided into two zones, viz. the zone of flow establishment (ZFE) and the zone of established flow (ZEF). In the first zone (ZFE, generally with a length of a few times the jet width D at the outlet) to certain cross section distributions of jet velocity, density and concentration. The present calculation applies to the ZEF.

The integration method implies a simplification of the partial differential equations (expressing the conservation laws) by integration of the variables over the jet cross section. The turbulent fluctuations and stresses disappear from the equations, but also the possibility to calculate the variables within the cross section disappears. Thus one needs assumptions on the relative distribution of the integrated variables u^* , η^* and c^* within the cross section.

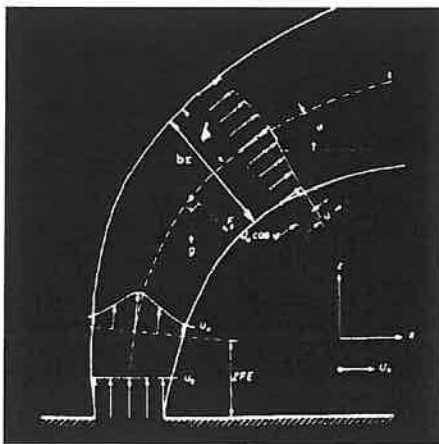
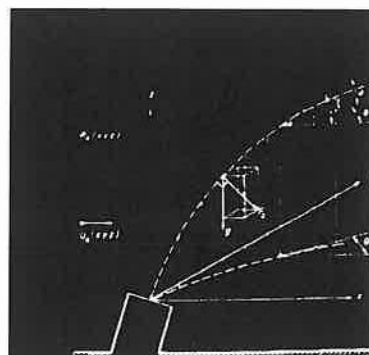


Fig. 1 Buoyant jet in cross flow (2D)

Fig. 2 Jet axis in ambient flow (3D)



All over the ZEF the distributions are assumed to be gaussian:

$$u_*(s, r) = U_a \cos \phi \cos \theta + u e^{-r^2/b^2} \quad (1)$$

$$c_i^*(s, r) = c_{ai} + (c_i - c_{ai}) e^{r^2/\lambda^2 b^2} \quad (2)$$

c_i is the concentration on the jet axis, u the velocity on the axis relative to the component of U_a and c_{ai} are the velocity (generally non-uniform) and concentrations (generally non-homogeneous) of the ambient flow. The direction of U_a is taken to be parallel (for $U_a > 0$) or antiparallel (for $U_a < 0$) to the positive x -axis.

In Eq. (2) the densities, temperatures and concentrations of the medium and the jet have been expressed by c_{ai} and c_i .

It is assumed that the gradients of U_a and c_{ai} are so small that $U_a(x, y, z)$ and $c_{ai}(x, y, z)$ are about constant all along the boundary of the jet cross section. The density differences

$\rho_a - \rho_j$ are small enough to apply the Boussinesq approximation.

The interaction between jet and medium is schematized as drag force, buoyancy force and entrainment. The entrainment velocity E is defined as the entrained volume of the medium passing across the jet surface per unit area and per unit time. Because of an assumed rapid redistribution of u^* and c_i^* the Eqs. (1, 2) always satisfy in spite of the entrained mass and the changing values of the surrounding U_a and c_{ai} .

4 Jet with 3D-trajectory in inhomogeneous flow

In this chapter, the angle of discharge of the jet at the outlet is arbitrary. The medium is characterized by the flow velocity $U_a(x, y, z)$ and concentrations $c_{ai}(x, y, z)$.

4.1 The differential equations

The geometrical equations describing the 3D-trajectory of the jet axis are:

$$\frac{\partial x}{\partial s} = \cos \phi \cos \theta, \quad \frac{\partial z}{\partial s} = \sin \phi, \quad \frac{\partial y}{\partial s} = \cos \phi \sin \theta \quad (10), (11), (12)$$

The increase of the jet volume is caused by entrainment:

$$\frac{\partial}{\partial s} b^2 (2 U_a \cos \phi \cos \theta + u) = 2 b E \quad (\text{mass conservation}) \quad (13)$$

The increase of concentration passing through a plane perpendicular to the jet axis is caused by entrainment:

$$\frac{\partial}{\partial s} \int_A u_* c_* dA = 2\pi b E c_{ai} \quad 10$$

with A the area of the jet cross section. Elaborating the integral substituting Eqs. (1) and (2) leads to:

$$\frac{\partial}{\partial s} \left\{ b^2 (2U_a \cos \phi \cos \theta + u) c_{ai} + \lambda^2 b^2 (U_a \cos \phi \cos \theta + \frac{u}{\lambda^2 + 1})(c_i - c_{ai}) \right\} = 2bE c_{ai} \quad 11$$

Using Eq. (13):

$$\frac{\partial}{\partial s} \left\{ b^2 (U_a \cos \phi \cos \theta + \frac{u}{\lambda^2 + 1})(c - c_{ai}) \right\} = - \frac{b^2}{\lambda^2} (2U_a \cos \phi \cos \theta + u) \frac{\partial c_{ai}}{\partial s} \quad 12$$

(14)

(concentration and density conservation; the density equation is found by substituting $c_i = \rho$ 13 and $c_{ai} = \rho_a$ 14. In many actual problems a simple relation exists between a concentration c_i and ρ). 15

Fan derived the 2D equation for x-momentum starting with

$$\frac{\partial}{\partial s} \int_A \rho u_* (u_* \cos \phi) dA = \pi \rho_a b E U_{a0} + F_D |\sin \phi| \quad 16$$

(15)

with $F_D |\sin \phi|$ the x-component of the drag force $F_D = \sqrt{2} b C_D \rho_a U_{a0} |U_{a0}| \sin^2 \phi$ 17.

In the drag force formula $U_{a0} \sin \phi$ is the relevant velocity component of U_{a0} along the jet axis. In the three-dimensional situation it can be stated that the drag force F_D is perpendicular to the jet axis and parallel to the plane through U_a and the local direction of propagation of the jet axis. Calculations show the angle between F_D and positive x-axis to be $90^\circ - \xi$ with

$\xi = \arccos(\cos \phi \cos \theta)$. 18 Then the relevant velocity in the F_D -formula is $U_a |\sin \xi|$

$$= U_a \sqrt{1 - \cos^2 \phi \cos^2 \theta} \quad 19.$$

so

$$F_D = \sqrt{2} b C_D \rho_a U_a |U_a| (1 - \cos^2 \phi \cos^2 \theta) \quad 20$$

with the x-component:

$$F_D |\sin \xi| = \sqrt{2} b C_D \rho_a U_a |U_a| (1 - \cos^2 \phi \cos^2 \theta)^{3/2} \quad 21 \quad (16)$$

Extension of Eq. (15) to three-dimensions leads to:

$$\frac{\partial}{\partial s} \int_A \rho u_* (u_* \cos \phi \cos \theta) dA = \pi \rho b_a E U_a + F_D |\sin \xi| \quad 22 \quad (17)$$

Substituting Eqs. (1) and (16):

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial s} \left\{ \frac{1}{2} b^2 (2 U_a \cos \phi \cos \theta + u)^2 \cos \phi \cos \theta \right\} &= 2 b E U_a + \\ &+ \frac{\sqrt{2}}{\pi} b C_D U_a |U_a| (1 - \cos^2 \phi \cos^2 \theta)^{3/2} \end{aligned}$$

(x-momentum conservation)

23

(18)

The continuity equation of momentum in the horizontal y-direction can be derived in a similar way. A simplification occurs because $y \perp U_a$ so there is no contribution of entrainment to the jet momentum in the y-direction:

$$\begin{aligned}
& \frac{\partial}{\partial s} \left\{ \frac{1}{2} b^2 (2 U_a \cos \phi \cos \theta + u)^2 \cos \phi \cos \theta \right\} = \\
& = - \frac{\sqrt{2}}{\pi} b C_D U_a |U_a| \cos^2 \phi \cos \theta \sin \theta (1 - \cos^2 \phi \cos^2 \theta)^{1/2} \\
& \text{(y-momentum conservation)}_{24} \quad (19)
\end{aligned}$$

The gravity force and the drag force contribute to the jet momentum in the vertical z-direction. The treatment of the drag force corresponds to the treatment concerning the x- and y-direction. The gravity force is treated equally as Fan's 2D case, however ρ_a 25 being inhomogeneous now:

$$\begin{aligned}
& \frac{\partial}{\partial s} \left\{ \frac{1}{2} b^2 (2 U_a \cos \phi \cos \theta + u)^2 \sin \phi \right\} = \lambda^2 b^2 g \left(1 - \frac{\rho}{\rho_a}\right) + \\
& - \frac{\sqrt{2}}{\pi} b C_D U_a |U_a| \sin \phi \cos \phi \cos \theta (1 - \cos^2 \phi \cos^2 \theta)^{1/2} \\
& \text{(z-momentum conservation)}_{26} \quad (20)
\end{aligned}$$

The complete set of differential equations consists of the Equations (10), (11), (12), (13), (14), (18), (19) and (20) with the variables u , b , c_i , θ , ϕ , x , y and z .²⁷ More explicit equations are found after some algebraic:

$$\frac{\partial x}{\partial s} = F_1, \quad \frac{\partial z}{\partial s} = F_2, \quad \frac{\partial y}{\partial s} = F_3 \quad (21), (22), (23) \quad 28$$

$$\frac{\partial \theta}{\partial s} = \frac{F_8 \cos \theta - F_6 \sin \theta}{\frac{1}{2} b^2 (2 U_a \cos \phi \cos \theta + u)^2 \cos \phi} \quad (24) \quad 29$$

$$\frac{\partial \phi}{\partial s} = \frac{F_7 \cos \phi - F_8 \sin \phi \sin \theta - F_6 \cos \theta \sin \phi}{1/2 b^2 (2 U_a \cos \phi \cos \theta + u)^2} \quad 30 \quad (25)$$

$$\frac{\partial b}{\partial s} = \frac{F_4}{b(2 U_a \cos \phi \cos \theta + u)} - \frac{F_7 \sin \phi + F_8 \sin \theta \cos \phi + F_6 \cos \theta \cos \phi}{b(2 U_a \cos \phi \cos \theta + u)^2} \quad 31 \quad (26)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial b}{\partial s} = & - \frac{F_4}{b_2} + \frac{2(F_7 \sin \phi + F_8 \sin \theta \cos \phi + F_6 \cos \theta \cos \phi)}{b^2 (2 U_a \cos \phi \cos \theta + u)} - \\ & + 2 \cos \phi \cos \theta \frac{\partial U_a}{\partial s} + 2 U_a \left(\sin \phi \cos \theta \frac{\partial \phi}{\partial s} + \cos \phi \sin \theta \frac{\partial \theta}{\partial s} \right) \quad 32 \quad (27) \end{aligned}$$

$$33 \quad (28)$$

with $F_1, F_2, F_3, F_4, F_5, F_6, F_7, F_8$ the right hand term of the Equations (10), (11), (12), (13), (14), (18), (19), (20).

4.2 Boundary conditions

A set of boundary conditions is necessary to solve the set of differential equations. In Delvigne² the derivation of semi-empirical boundary conditions is described. For not too small values of the velocity ratio $k = u_0/U_a$, the values of $u_e, c_e, b_e, s_e, \phi_e$ and θ_e can be calculated from the (partly) implicit equations:

34

²G.A.L. Delvigne (1978): "Round jet with three-dimensional trajectory in ambient flow - development of a numerical model". Delft Hydraulics Report S 74-3, Delft.

$$\frac{s_e}{D} = \frac{(7 - 14,5/k) \frac{2}{\pi} \arccos(\cos \phi_o \cos \theta_o)}{(7 + 42/k^{1,6}) + \frac{2}{\pi} \arccos(\cos \phi_o \cos \theta_o)} \quad 35$$

$$\phi_e = \arcsin\{\sin(\xi_o - d\xi) \cos \alpha\} \quad \text{for } 0 < \xi_o - d\xi < \frac{\pi}{2} \text{ or}$$

$$\phi_e = \arcsin\{\sin(\pi - \xi_o + d\xi) \cos \alpha\} \quad \text{for } \frac{\pi}{2} < \xi_o - d\xi < \pi$$

$$\theta_e = \arccos\left\{\frac{\cos(\xi_o - d\xi)}{\cos \phi_e}\right\} \quad 36 \quad (29)$$

with D the diameter of the discharge opening, while α , ξ_o and $d\xi$ have to be calculated from

$$\xi_o = \arccos(\cos \phi_o \cos \theta_o) \quad 37$$

$$38 \quad (30)$$

In many cases these set of boundary conditions for u_e , c_{ie} , b_e , s_e , η_e and θ_e can be replaced by a simplified set as starting point for the STRAAL3D calculations. The conditions are:

- the zone of flow establishment (ZFE) itself is not of special interest,
- the length of ZFE is small as compared with the length of the jet to be calculated,
- $k \gg 1$.

Then the boundary conditions are simplified by taking $k \rightarrow \infty$, leading to the following set:

$$\frac{u_e}{u_o} = 1 \quad \frac{c_{ie}}{c_{io}} = 1 \quad 39$$

$$\frac{b_e}{D} = \frac{1}{\sqrt{2}} \quad (\text{and the full jet width } b_r = D\sqrt{2})$$

40

$$s-c = 7D_{41}$$

$$\phi_e = \phi_o \quad \theta_e = \theta_o$$

42

5 Entrainment

Two sources of entrainment are distinguished, viz. the velocity difference of jet and medium along the jet axis (entrainment coefficient α_{mom}), and the velocity component of U_a perpendicular to the axis (entrainment coefficient α_{th}):

$$E = \alpha_{\text{mom}} |u| + \alpha_{\text{th}} |U_a| (\sin^2 \phi + \cos^2 \phi \sin^2 \theta)^{1/2} |\cos \phi \cos \theta| \quad (31)$$

It is assumed (see Abraham³) that α_{mom} and α_{th} can be derived from experiments where only one of the sources of entrainment is acting:

$$\alpha_{\text{mom}} = 0.057 \text{ and } \alpha_{\text{th}} = 0.5.$$

7 Calculations and comparison to experiments

The calculations shown in Figure 3 are a demonstration of the various phenomena occurring as a consequence of a non-uniform velocity field U_a and an inhomogeneous density ρ_a .⁴⁴ In this example (2D) the shown vertical $\bar{U}_a$ ⁴⁵ and ρ_a -profiles⁴⁶ are realistic, but the condition of negligible differences of U_a and ρ_a ⁴⁷ along the boundary of a jet cross section is not fulfilled.

Fig. 3a shows the trajectory of the jet axis, oscillating around the level where $\rho_a(y)$ ⁴⁸ and the jet density after dilution are about equal. The values of u , c and b have been given in Fig. 3b (with

u = velocity relative to $U_a \cos \phi \cos \theta$). From Eq. (1) can be seen that $u/u_0 > 0$ means a retardation of the jet by the ambient flow, and $u/u_0 < 0$ means an acceleration. Occasionally, in $s \approx 82$, it turns out that $u(r=0)$ (= jet axis velocity relative to the fixed coordinate system) is antiparallel to the direction of propagation (θ, ϕ), but the direction of propagation is defined by a positive value of

$$\int_A u^* dA = \pi b^2 (2 U_a \cos \phi \cos \theta + u). \quad 49$$

Figures 4a, b show the comparison of calculations with 3D jet measurements on trajectory and dilution of Ayoub⁴. U_a and ρ_a are uniform and homogeneous. Use has been made of Eq. (31) with $\alpha_{\text{mom}} = 0.057$, $C_D = 0.9$ and two values of α_{th} being 0.5 and 0.75.

³G. Abraham (1971): "The flow of round buoyant jets issuing vertically into ambient fluid flowing in a horizontal direction". Delft Hydraulics Laboratory, Publication No. 81.

⁴G.M. Ayoub (1973): "Test results on buoyant jets injected horizontally in a cross flowing stream". Water, Air and Soil Pollution, 2, 409.

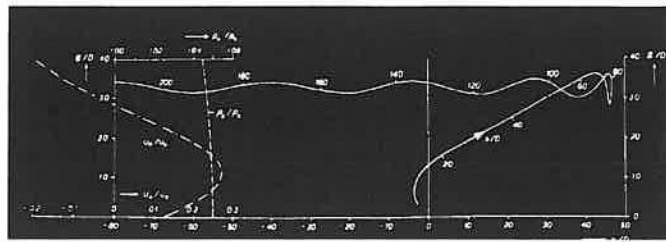


Fig. 3a. Axis of jet in ambient flow with $U_a(y)$, $\rho_a(y)$. ($u_0 = 10$ D/sec).

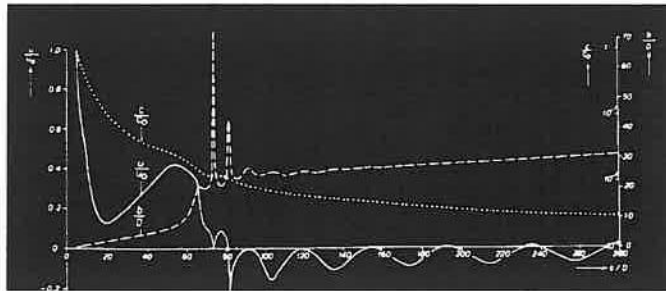


Fig. 3b. Jet half-width, velocity and concentration along the jet axis.

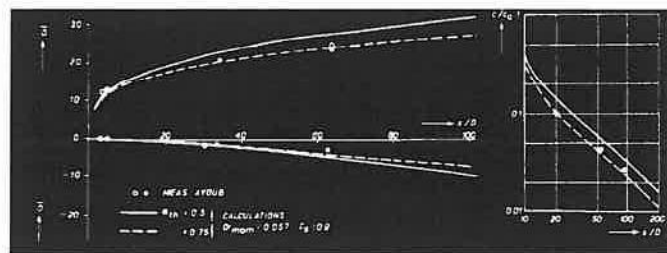


Fig. 4. Comparison of calculations and measurements
a. horizontal (xy) and vertical (xz) projections of 3D jet axis
b. dilution along jet axis.