

Drænmålinger som grundlag for emissionsbaseret kvælstofregulering

Charlotte Kjærgaard & Bo V. Iversen, Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet

Anker Laubel Højberg, GEUS

Gitte Blicher Mathiesen, Institut for Bioscience, Aarhus Universitet

Dette projekt er finansieret af:



Indhold

1	INTRODUKTION	5
2	DRÆNING OG AFGRÆNSNING AF DIREKTE DRÆNOPLAND	6
3	SCREENING AF AREALERS EGNETHED FOR REGULERING BASERET PÅ DRÆNMÅLINGER	8
3.1	SCREENING AF AREALERS EGNETHED	8
4	KVANTIFICERING AF DRÆNAFSTRØMNING	11
4.1	ANVENDELSE AF DYNAMISKE ELLER EMPIRISKE MODELLER.....	11
4.2	ANVENDELSE AF VANDBALANCEESTIMATER.....	13
4.2.1	<i>Simpel vandbalancebetragtning</i>	13
4.2.2	<i>Modellering af vandbalancen</i>	14
4.3	MÅLING AF DRÆNVANDEFØRING	14
4.3.1	<i>Måling af vandføring ved elektromagnetisk induktiv flow-måling</i>	15
4.3.2	<i>Mekanisk måling</i>	16
4.3.3	<i>Ultralud</i>	16
4.3.4	<i>Opstemning og overløb</i>	16
4.3.5	<i>Reservoir med pumpe</i>	16
4.3.6	<i>Vippesand</i>	17
4.3.7	<i>Fordelerbrønd</i>	17
4.3.8	<i>Punktmålinger</i>	18
4.4	NEDBØRSREPRÆSENTATIVITET I FORHOLD TIL DRÆNAFSTRØMNING	18
5	DRÆNVANDSPRØVETAGNING OG ANALYSE AF KVÆLSTOFKONCENTRATION	20
5.1	DRÆNVANDSPRØVETAGNING	20
5.2	ANALYSE AF KVÆLSTOF.....	20
5.3	SENSOR- OG PASSIV SAMPLER TEKNOLOGIER.....	20
6	PRØVETAGNINGSTRATEGI OG BEREGNING AF KVÆLSTOFTRANSPORT	21
6.1	BEREGNING AF KVÆLSTOFTRANSPORT VIA DRÆN	21
6.2	METODER TIL BEREGNING AF KVÆLSTOFTRANSPORT PÅ BASIS AF PUNKTPRØVER	22
6.3	DATAGRUNDLAG FOR ANALYSE AF PRØVETAGNINGSTRATEGI.....	23
6.4	ANALYSE AF PRØVETAGNINGSTRATEGI	25
6.5	RESULTATER FRA ANALYSEN AF DRÆNPRØVETAGNINGSTRATEGI	27
6.6	ANALYSE AF PRØVETAGNING BASERET PÅ DATA FRA LANDOVERVÅGNINGEN (LOOP)	34
6.6.1	<i>Analyse af prøvetagningsfrekvens</i>	34
6.6.2	<i>Analyse af effekten af prøvetagningstidspunkt ved afstrømningsstart</i>	39
6.6.3	<i>Prøvetagningsstrategi ved længere tidsserier</i>	40
7	KONCEPT FOR EMISSIONSBASERET REGULERING BASERET PÅ DRÆNMÅLINGER	43
7.1	KVÆLSTOFTRANSPORT OG KVÆLSTOFRETENTION I GRUNDVAND.....	43
7.2	KVÆLSTOFKONCENTRATION MÅLT I JORDVAND OG DRÆNVAND	46
7.3	BEREGNING AF DEN SAMLEDE KVÆLSTOFUDLEDNING PÅ BASIS AF DRÆNMÅLINGER.....	49
8	SAMMENFATNING	50
	REFERENCER	51
	BILAG 1. DRÆNVANDSSTATIONER DER INDGÅR I DRÆNAFSTRØMNINGSANALYSERNE (AFSNIT 3)	54

BILAG 2. DATA FRA LANDOVERVÅGNINGEN 55

1 INTRODUKTION

Der er stor interesse for anvendelsen af drænmålinger som grundlag for en emissionsbaseret kvælstofregulering. I denne delrapport gennemgås forudsætningerne for at kunne anvende drænmålinger i en emissionsbaseret kvælstofregulering. Konkret giver rapporten svar på følgende spørgsmål:

- Hvor kan drænmålinger anvendes
- Hvordan skal drænmålinger foretages, så de er repræsentative for kvælstoftransporten via dræn
- Hvordan opgøres den samlede kvælstofudledning fra marken til vandløbskanten

Helt afgørende for at kunne bruge drænmålinger i en kvælstofregulering er, at drænvandet repræsenterer de lokale forhold, og derfor er et helt centralt punkt for at kunne bruge drænmålinger, at der kan foretages en afgrænsning af det opland, der bidrager med vand til drænet.

Der kan være store udsving i vandføring og kvælstofkoncentrationer i dræn både indenfor måleåret og mellem år, og det er således afgørende, at drænmålinger repræsenterer denne variation. I rapporten beskrives, hvordan vandføringen i dræn kan måles eller hvilke øvrige muligheder, der er for at bestemme vandføringen. Samtidig beskriver rapporten forudsætningerne for, at manuelle punktprøver kan erstatte en automatisk kontinuert prøvetagning. I den forbindelse analyseres prøvetagningsfrekvens, og prøvetagningstidspunkter for forskellige drænstationer med drænmålinger over forskellig tidslig længde.

Endeligt beskriver rapporten, hvordan drænvandsmålinger kan indgå i beregning af den samlede kvælstofudledning fra marken til vandløbskanten.

2 DRÆNING OG AFGRÆNSNING AF DIREKTE DRÆNOPLAND

Studerer man gamle kort over Danmark tilbage fra slutningen af 1800-tallet træder det tydeligt frem, at store områder fremtræder som våde områder, hvor landbrugspraksis ikke var muligt. Dræning i Danmark baserede sig i først omgang på gravning af grøfter, der blev anvendt fra omkring 1750, mens det først var fra omkring 1850, at drænrør af tegl gjorde deres indtog og dræningen af marker blev derved mere intensiv og effektiv (Jakobsen 1946). Fra starten af det forrige århundrede påbegyndte Hedeselskabet en intensiv dræning af Danmark, der samtidigt blev sat mere under system (Breuning-Madsen 2010). Store dele af jorden i Danmark ville ikke kunne dyrkes, hvis den ikke var drænet. I nutidens landbrug drænlægges der stadig, hvor den største del af drænlægningen indbefatter vedligeholdelse af det eksisterende drænetværk. Dræningens historie i Danmark er udførligt beskrevet af bl.a. Breuning-Madsen (2010).

Formålet med dræning af jorden i et landbrugsmæssigt perspektiv er dels af sikre en optimal rodvækst for afgrøden samt at øge fremkommeligheden på marken specielt i det tidlige forår, hvor jorden typisk vil have et højt vandindhold og dermed nogle ringe bærende egenskaber. Øget fremkommelighed i foråret vil for vårafgrøders vedkommende betyde en tidligere såning og dermed en længere vækstsæson. En mere tør jord i forårssæsonen vil også betyde, at jordens temperatur stiger hurtigere, da vand har en relativ høj varmekapacitet sammenlignet med luft. En tør jord vil derfor hurtigere opnå optimale betingelser for plantevæksten.

Udlægning af drænrør foretages enten som system- eller punktdræning. Ved systemdræning er drænene lagt tæt typisk med en afstand under 20 m og ofte i et karakteristisk sildebensmønster (Fig. 1a). Afstanden mellem drænrør vil variere afhængigt af jordens naturlige dræningsforhold. Er lerindholdet højt vil drænene typisk ligge tæt, mens afstanden mellem dræn vil forøges ved lavere lerindhold. Dybden af dræn fra jordoverfladen er normalt omkring 1 m og følger som oftest overfladetopografien. Punktdræning er typisk relateret til drænstikledninger, der lægges strategisk ud til områder af marken, hvor der typisk kan stå frit vand specielt i vinterhalvåret (Fig. 1b). Drænrør af denne type kan ligge i dybder fra omkring 1 meter til adskillige meter alt afhængigt af markens topografi.



Figur 1 Eksempel på en (a) systemdrænet mark og (b) punktdrænet mark.

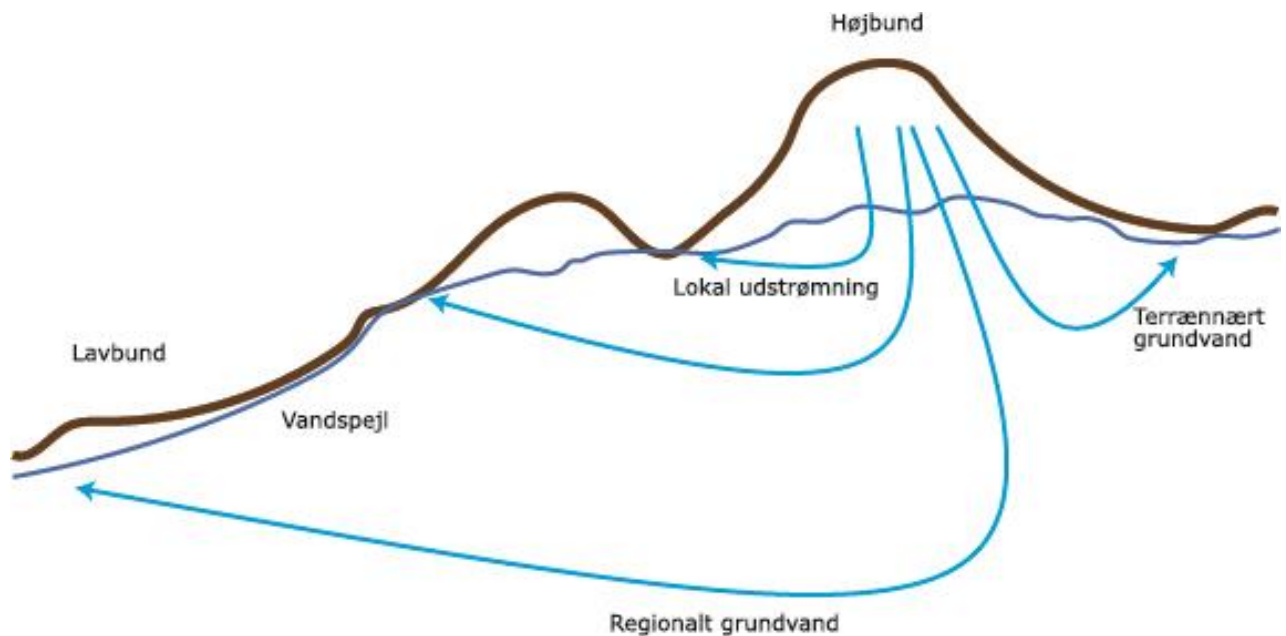
Afgrænsningen af det direkte opland til det drænede areal kræver et nøjagtigt kendskab til drænkortlægningen. Er drænomfanget nøjagtigt kortlagt kan man ud fra drænernes forløb fastlægge det direkte markareal, der bidrager til drænafstrømningen. Er området systemdrænet kan afgrænsningen foretages med en forholdsvis høj nøjagtighed. Er marken derimod punktdrænet vil afgrænsningen være mere usikker og vanskelig at bestemme, da drænene kan modtage vand fra et større omkringliggende areal. I tilfælde, hvor det

hydrologiske opland til drænuvløbet følger det topografiske opland, vil det være muligt ud fra en nøjagtig højdemodel at afgrænse det direkte drænoiland. Det hydrologiske og topografiske opland til drænuvløbet kan dog ikke som hovedregel forventes at være sammenfaldende.

Forudsætningen for at afgrænse det direkte opland er at der foreligger en kortlægning af hele det dræuede areal. I tilfælde, hvor der ikke eksisterer drænkort, kan der være mulighed for at foretage en kortlægning af dræn med sensorbaserede teknikker. I USA har det med succes været muligt at detektere dræn i underjorden ved anvendelse af en ground penetrating radar (GPR) på jorde med forskellig indhold af ler (Allred et al., 2004). Forsøg med brug af et magnetometer til kortlægning har ligeledes været anvendt i Frankrig (Mathé & Lévêque, 2003). Derudover har luftfotos være anvendt til brug for genkendelse af drænstrukturer på marker med større eller mindre succes (Naz et al., 2009; Tetzlaff et al., 2009). Ingen af disse metoder har endnu været testet systematisk i Danmark.

3 SCREENING AF AREALERS EGNETHED FOR REGULERING BASERET PÅ DRÆNMÅLINGER

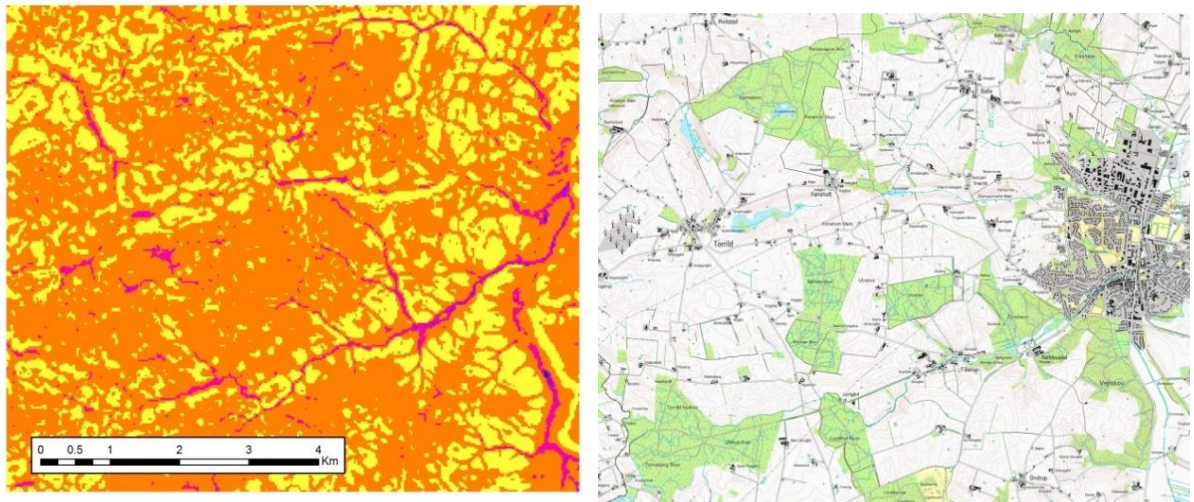
Foruden nedsivning af vand fra det direkte drænede areal, kan der på nogle arealer være en tilstrømning af grundvand fra et større hydrologisk opland. Dette er ofte tilfældet for lavbundsarealer i ådalen, der kan fungere som udstrømningsområder for grundvand fra et meget stort opland, men det kan også være tilfældet for arealer på højbund, hvor grundvandet trykkes op i drænene (Figur 2). Der kan skelnes mellem (i) lokalt dannet drænvand, der omfatter nedsivning af regnvand gennem rodzonen til dræn. Transporten til dræn kan enten være direkte eller indirekte via et sekundært terrænnært vandspejl, (ii) drænvand der i overvejende grad består af grundvand fra et større hydrologisk opland (fx lavbund i ådale), og (iii) en kombination af lokalt dannet drænvand og grundvand fra et større hydrologisk opland. Hvis drænmålinger skal afspejle de lokale forhold for den aktuelle mark forudsættes det, at lokalt dannet drænvand udgør det primære afstrømningsbidrag.



Figur 2. Principskitse for lokal og regional grundvandstilstrømning til ånære arealer, lavbundsarealer eller hvor grundvand trykkes op i terrænnære dræn.

3.1 Screening af arealers egnethed

Den overordnede screening baserer sig på dels terrænbaserede forhold i landskabet samt på underjordens indhold af ler. Landskabets overfladetopografi kan beskrives ud fra Topographical Wetness Index (TWI). TWI er udviklet af Beven og Kirkby (1979) og er defineret som $\ln(a/\tan \beta)$, hvor a er det specifikke opstrømsareal (dvs. opstrømsareal per enhedskonturlængde) og β er den lokale hældning, der beskriver graden af lateral vandtransport. For et isotropt medie vil områder med et højt TWI modtage et stort bidrag af vand fra opstrøms arealer, hvorimod områder med et lavt TWI kun i et begrænset omfang vil modtage vand fra opstrøms arealer. Figur 3 viser et eksempel på variationen i TWI for et typisk østdansk moræneområde. Her ses, at specielt udstrømningsarealerne i ådalen viser høje TWI værdier, hvorimod bakketoppe på morænefladen har lave værdier. Forskellige lag af sand og ler vil kunne forstyrre den idealiserede gravimetrisk styrede strømning og påvirke strømningsretningen i den hydro-geologiske sekvens.



Figur 3. Fordelingen af TWI i et typisk østdansk morænelandskab.

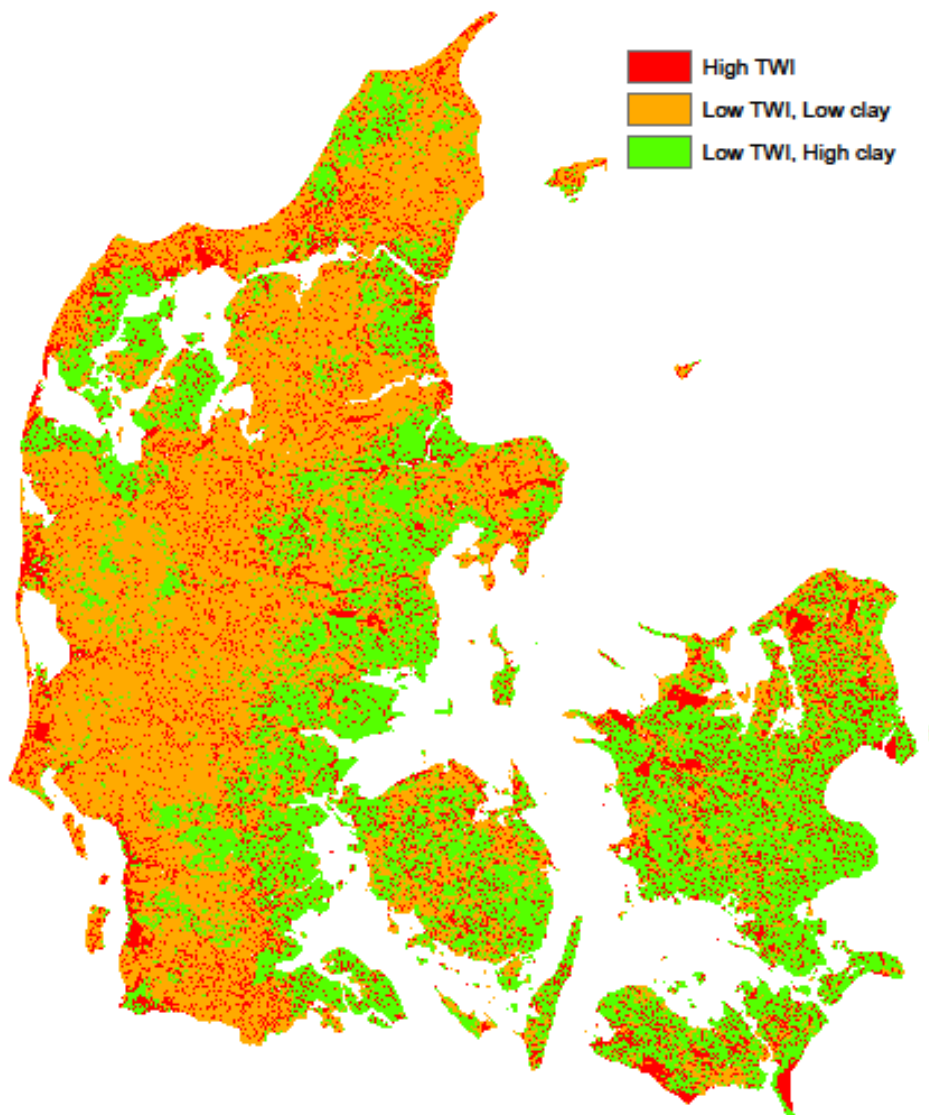
For områder, hvor grundvand fra et større hydrologisk opland potentielt kan bidrage væsentligt til drænstrømningen vil kompakte lerlag under drændybde kunne virke vandstandsende og dermed forhindre/minimere et eventuelt grundvandsbidrag til dræn. På trods af et relativt højt TWI vil drænaftstrømningen i disse områder således udvise et relativt højt bidrag af lokalt dannet drænvand, da den underliggende grundvandsstrømning kun i ringe grad vil være i hydraulisk kontakt med de drænedede jordlag (Figur 2).

Som grundlag for en differentiering af arealer med overvejende lokalt dannet drænvand, og arealer med drænvand der potentielt kan påvirkes af grundvand fra et større hydrologisk opland, anvendes derfor en kombination af TWI og jordens lerindhold i 1-2 m dybde. På den baggrund kan der laves en grov kortlægning af (i) områder med et potentielt højt grundvandsbidrag fra et større hydrologisk opland, her defineret som arealer med et TWI >16 der bl.a. omfatter lavbund i ådale, (ii) områder med ingen/ringe grundvandsbidrag fra et større hydrologisk opland, her defineret ved TWI <16, samt et lerindhold i 1-2 m dybde >12 %, og (iii) områder hvor drænvandsbidraget kan være en blanding af lokalt dannet drænvand og grundvand fra et større hydrologisk opland, her defineret ved TWI <16 og lerindhold i 1-2 m dybde <12 %. På baggrund af denne konceptuelle tilgang antages således at det hydrologiske opland omfatter det direkte dræne-ede/topografiske opland for kombinationen TWI <16 og ler >12 % i 1-2 m, mens der for de øvrige kombinationer ikke som udgangspunkt kan forventes et sammenfald mellem det hydrologiske og topografiske opland (Tabel 1).

Tabel 1. Operationel opdeling af drænvand i hhv. lokalt dannet drænvand og drænvand med potentielt bidrag af grundvand fra et større hydrologisk opland

TWI	Lerindhold i 1-2 m (%)	Drænvandssammensætning	Hydrologisk opland
>16		Potentielt stort bidrag af grundvand fra et større hydrologisk opland	Det hydrologiske opland vil typisk være større end det direkte/ topografiske opland. Fastlæggelse af opland forudsætter nærmere analyse
<16	>12	Lokalt dannet drænvand med ingen/ringe grundvandsbidrag fra et større hydrologisk opland	Det hydrologiske opland antages at følge det direkte drænopland/topografiske opland
<16	<12	Potentielt en blanding af lokalt dannet drænvand og grundvand fra et større hydrologisk opland	Det hydrologiske opland kan ofte være større end det direkte/topografiske opland. Fastlæggelse af opland forudsætter nærmere analyse

Den operationelle opdeling af drænvandssammensætningen er illustreret i Figur 4. Drænvandsmålinger på arealer med lokalt dannet drænvand og ingen/ringe grundvandsbidrag fra et større hydrologisk opland (grøn farvekode) vil være repræsentative for de lokale forhold. Omvendt vil drænvandsmålinger på arealer med et højt grundvandsbidrag (rød farvekode) kunne omfatte grundvand, der tilstrømmer fra et større hydrologisk opland, hvor grundvandet kan have passeret redox-grænsefladen. Målinger af drænvand er således ikke repræsentative for de lokale forhold. På mere sandede arealer (<12% ler i 1-2 m dybde) kan drænvandet være en blanding af lokalt dannet drænvand og grundvand fra et større hydrologisk opland (gul farvekode). Omfanget af grundvandsbidrag kan variere, og der vil være behov for yderligere undersøgelser for at afgøre, hvorvidt drænmålingen repræsenterer de lokale forhold.



Figur 4. Kortlægning af arealer karakteriseres ved lokalt dannet drænvand (grøn kode) og drænvand påvirket af grundvand fra et større hydrologisk opland. Opdelingen foretages på basis af TWI og jordens lerindhold i 1-2 m dybde. Rød farvekode repræsenterer områder med et potentielt højt bidrag af grundvand fra et større hydrologisk opland (16 % af Danmarks areal), grøn farvekode repræsenterer områder domineret af lokalt dannet drænvand (37% af Danmarks areal), og gul farvekode repræsenterer områder hvor drænvandsbidraget kan være en blanding af lokalt dannet drænvand og grundvand fra et større hydrologisk opland (47% af Danmarks areal).

4 KVANTIFICERING AF DRÆNAFSTRØMNING

Foruden afgrænsning af det bidragende hydrologiske opland er det afgørende at kunne kvantificere mængden af vand, der afstrømmer via dræn. Når nedbør infiltrerer gennem rodzonen vil en større/mindre delmængde af det infiltrerende vand kunne opfanges af dræn, mens resten vil nedsive til dybere grundvand (Figur 5).

Ved en regulering baseret på drænmålinger er det afgørende at kende forholdet mellem drænaftstrømning og grundvandsbidraget. Drænaftstrømningen varierer betydeligt indenfor og mellem år afhængigt af forholdet mellem nedbør og fordampning. I sommermånederne vil den høje fordampning af vand via afgrøden bevirke, at jordens vandindhold er væsentligt under jordens markkapacitet, og den infiltrerende nedbør vil typisk indgå i rodzonens vandbalance og ikke bidrage til afstrømning via dræn. Kun i forbindelse med store nedbørshændelser, hvor nedbørsraten overstiger jordens infiltrationskapacitet kan der forekomme en periodisk afstrømning via dræn. I vinterperioden, hvor vandspejlet står højt, vil der ved de fleste nedbørshændelser være en direkte respons i drænaftstrømningen. Afhængigt af forskellige faktorer, herunder jordens hydrauliske egenskaber over og under dræn vil denne respons variere mellem jordtyper/geologi. Analyse af danske drænaftstrømningstidsserier viser, at andelen af nedbør, der afstrømmer via dræn i vinterhalvåret kan variere fra <20 til 100% (Iversen et al., 2016). Der er således behov for en operationel metode til at kvantificere drænaftstrømningsbidraget fra den konkrete lokalitet.

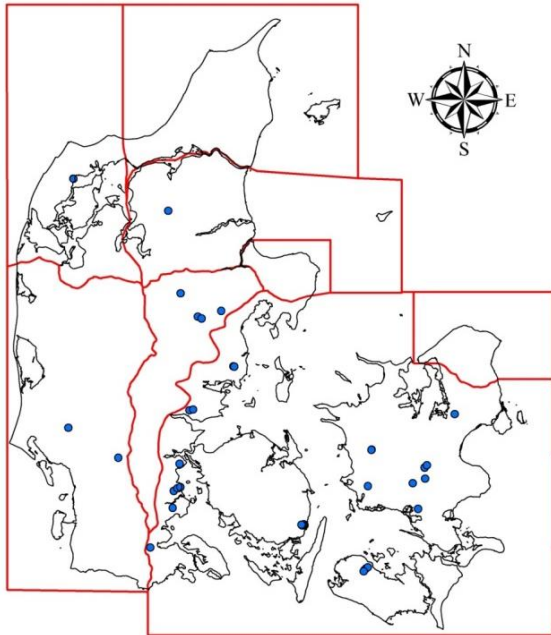
Der findes flere metoder til at fastlægge drænaftstrømningsbidraget:

- Anvendelse af dynamiske eller empiriske modeller
- Anvendelse af vandbalanceestimer
- Måling af vandføring i dræn

4.1 Anvendelse af dynamiske eller empiriske modeller

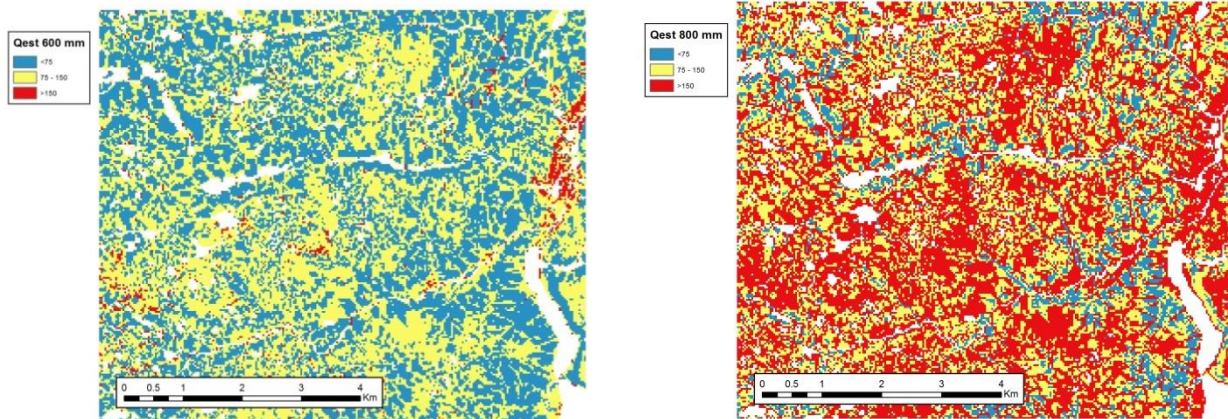
Dynamiske modeller kan anvendes til at forudsige mængden af drænaftstrømning for en aktuel drænet mark. Der eksisterer forskellige mere eller mindre avancerede dynamiske computer modeller, der kan anvendes til at modellere drænaftstrømningen. Anvendelsen af dynamiske modeller vil give en detaljeret forståelse af drænaftstrømningsdynamikken for et givent drænsystem, men kræver samtidig også et meget detaljeret krav til inputdata. I iDræn-projektet (www.idraen.dk; Iversen m.fl., 2015) har der været anvendt en relativ simpel reservoir model, der har været i stand til at modellere den døgnlige drænaftstrømning forholdsvist præcist. Ud fra modellens kalibrerede parametre har det været muligt at identificere styrende parametre for dræntransporten. En vigtig styrende parameter i forbindelse med denne modellering har vist sig at være jordens lerindhold i drændybden. Modellen afventer nu aftestning på nye drænaftstrømningstidsserier.

Empiriske modeller forudsætter ikke anvendelsen af avancerede computermodeller, men anvender mere eller mindre simple nøgleparametre til at estimere omfanget af drænaftstrømning baseret på statistiske relationer. I forbindelse med udviklingen af en empirisk model er der i iDræn-projektet (www.idraen.dk) anvendt et datasæt bestående af 35 forskellige målestationer (Fig. 5), hvor der i tidsserier af forskellige længde er målt drænaftstrømning. For de forskellige stationer er drænaftstrømningen tilgængelig i forskellige tidslig opløsning varierende fra døgn- til årsværdier. Stationerne er hovedsageligt beliggende i den østdanske og midtjyske georegion. Ud af de 35 stationer er kun én placeret i Himmerlandgeoregionen, to i Thygeoregionen og to er placeret i Vestjyllandgeoregionen. Ingen stationer er placeret i georegionerne Nordjylland, Djursland og Nordsjælland.



Figur 6. Fordelingen af målestationer, der indgår i datagrundlaget for den empiriske prædiktionsmodel. De afgrænsede regioner repræsenterer forskellige geologiske regioner (georegioner). Nærmere detaljer om de enkelte stationer ses i Bilag 1.

Analysen omfatter prædiktionen af den årlige forventede drænafstrømning, hvor en række prædiktorer er forsøgt anvendt (Iversen et al., 2016). Prædiktorerne omfatter forskellige parametre såsom årlig nedbør, jordens indhold af ler i forskellige dybder, terrænhældning og form og drænafstand. Til prædiktionen er der anvendt en statistisk regression baseret på et andengradspolynomium. Tilpasningen af andengrads-polynomiumet i den statistiske analyse resulterede i at årlig nedbør, jordens lerindhold i C-horisonten samt TWI alle havde en signifikant betydning for den årlige drænvandsafstrømning. Ud fra disse tre parametre er det altså muligt at forudsige den forventede årlige drænafstrømning for et bestemt punkt i landskabet. Den estimerede drænafstrømning vil være vejledende for niveauet i drænafstrømningen for forskellige lokaliteter ved forskellige årlige nedbørsværdier. Modellens anvendelighed vil være begrænset til de georegioner, som datasættet er baseret på, dvs. først og fremmest i østdanske moræneområder. Lokale ikke kortlagte variationer af teksturen horisontalt såvel som vertikalt vil kunne påvirke det samlede afstrømningsmønster. Modellen vil udelukkende være vejledende pga. de statistiske usikkerheder og det relativt begrænsede datamateriale. For georegioner, der ikke er repræsenteret i datagrundlaget for den empiriske model, kan drænafstrømningen ikke kvantificeres ved denne metode.



Figur 7. Eksempel på prædikterede årlige drænaftømninger for et østjysk område ved to forskellige årlige nedbørsværdier på henholdsvis (a) 600 og (b) 800 mm.

4.2 Anvendelse af vandbalanceestimer

Andelen af nedbør, der infiltrerer via rodzonen repræsenterer det potentielt maksimale drænaftømningsvolumen på arealer, hvor drænaftømningen er dannet lokalt over marken. Beregning af rodzoneinfiltrationen baseret på vandbalancebetragtninger kan derfor anvendes som et operationelt estimat for den potentielle drænaftømning. Aarhus Universitet er i besiddelse af meteorologiske databaser, der blandt andet indeholder målinger af nedbør samt potentiel fordampning for et udvalgt antal stationer. Data omfatter såvel historiske data som aktuelt målte data. Den potentielle fordampning beregnes ud fra forskellige faktorer såsom, solindstråling, lufttemperatur, fugtighed og vindhastighed.

4.2.1 Simpel vandbalancebetragtning

Den årlige nedbør kan opgøres som brutto- eller nettonedbør. Bruttonedbøren er den nedbør, der rammer jordoverfladen. En del af denne nedbør vil dog enten fordampe til atmosfæren enten direkte fra jordoverfladen eller via planternes transpiration. Forskellen mellem nedbør og fordampning betegnes nettonedbør. Den potentielle fordampning er den klimatiske betingede fordampning og er defineret som fordampningen fra en vegetation, der er optimalt forsynet med vand og har et tilstrækkeligt bladareal til at give potentiel fordampning (Aslyng 1976). Den aktuelle fordampning er den fordampning, der i realiteten finder sted. I sommerhalvåret vil den aktuelle fordampning ofte være lavere end den potentielle. Differencen mellem bruttonedbør og den potentielle fordampning kan betegnes som den potentielle vandbalance. Det vil sige den andel, der potentielt kan nedsive igennem rodzonen til dræn. I sommermånederne vil den potentielle vandbalance være negativ, hvilket betyder, at der ikke vil være vand i overskud til nedsivning, da vandet går til fordampning eller opmagasineres i rodzonen. I vinterhalvåret vil den potentielle vandbalance grundet den ringe fordampning derimod være positiv, hvilket betyder, at der i den periode vil være en betydelig nedsivning via rodzonen og evt. til dræn. Rodzoneinfiltrationen kan udgøre et betydeligt bidrag til drænvandafstrømningen. Tabel 2 viser den årlige gennemsnitlige bruttonedbør, vinterbruttonedbøren samt den potentielle nedsivning ud af rodzonen for udvalgte meteorologiske stationer fordelt ud over Danmark og er baseret på 30 års målinger (1961-90, Olesen 1991).

Tabel 2. Årlig brutto- og vinternedbør samt den potentielle nedsivning ud af rodzonen for forskellige lokaliteter baseret på 30 års målinger.

	Tylstrup		Silstrup		Foulum		Ødum		Askov		Borris	
	Årlig	Vinter	Årlig	Vinter	Årlig	Vinter	Årlig	Vinter	Årlig	Vinter	Årlig	Vinter
P (mm)	752	167	976	237	704	138	714	169	968	228	949	227
RZ (mm)**	329	147	520	216	285	116	301	148	485	207	492	206
Fraktion (%)	44	88	53	91	40	84	42	88	50	91	52	91
	Jyndevad		Årslev		Tystofte		Roskilde		Abed		Gennemsnit	
	Årlig	Vinter	Årlig	Vinter	Årlig	Vinter	Årlig	Vinter	Årlig	Vinter	Årlig	Vinter
P (mm)	964	222	702	165	619	145	660	145	694	166	791	183
RZ (mm)**	471	199	287	142	223	122	238	124	259	141	354	161
Fraktion (%)	49	90	41	86	36	84	36	86	37	85	44	88

* Vinternedbør er beregnet for månederne december til og med februar. **Potentielle nedsivning ud af rodzonen.

Som det fremgår af tabel 2 varierer den årlige bruttonedbør mellem 619 og 976 mm for de forskellige stationer. Høje værdier ses i den centrale og vestlige del af Jylland, mens lave værdier findes på Sjælland. Vinternedbøren varierer mellem 138 og 237 mm. Ses der udelukkende på årsgennemsnittet vil der potentielt kun nedsive mellem 36-53 % af bruttonedbøren ud af rodzonen afhængigt af geografisk placering. I vinterhalvåret, hvor fordampningen er minimal, vil der potentielt nedsive mellem 84 og 91 % af nedbøren ud af rodzonen. Højeste værdier ses igen i Jylland, hvorimod den potentielle nedsivning på Sjælland er lavest. Gennemsnitligt vil der i vintermånederne potentielt nedsive 88 % af bruttonedbøren ud af rodzonen.

4.2.2 Modellering af vandbalancen

Ønskes der en mere præcis vurdering af, hvor stor en del af bruttonedbøren, der går til henholdsvis fordampning, opmagasinering og nedsivningen findes der en række modelværktøjer, der med fordel kan anvendes. EVACROP (Olesen og Heidmann, 2002) er et forholdsvis simpelt konceptuelt modelværktøj, der med et beskedent krav til inputdata kan modellere vandbalancen for en given lokalitet. Modellen kræver døgnværdier for nedbør, temperatur og potentiel fordampning samt oplysninger om jordbund (JB-nummer) og vegetationsforhold. Vandbalancen modelleres ved anvendelsen af en række simple koblede reservoirer. De forskellige reservoirer repræsenterer plantedækket, jordoverfladen samt forskellige zoner i jorden ned til en meters dybde. For den modellerede periode kan der udtrækkes en række data på døgnniveau, herunder den aktuelle fordampning samt nedsivningen af vand ud af det nederste reservoir. Ud fra disse data kan den årlige nedsivning ud af rodzonen beregnes. Sammenligner man EVACROP-modellerede resultater med den målte drænaftstrømning eksisterer der for de fleste marker en forholdsvis god korrelation mellem den årlige nedsivning ud af rodzonen og den årlige drænaftstrømning (Iversen et al., 2016). Sammenhængen mellem de enkelte marker er dog ikke entydig, da der kan være stor forskel på, hvor høj en andel af rodzonevandet, der går til henholdsvis dræn eller videre ned til grundvandet.

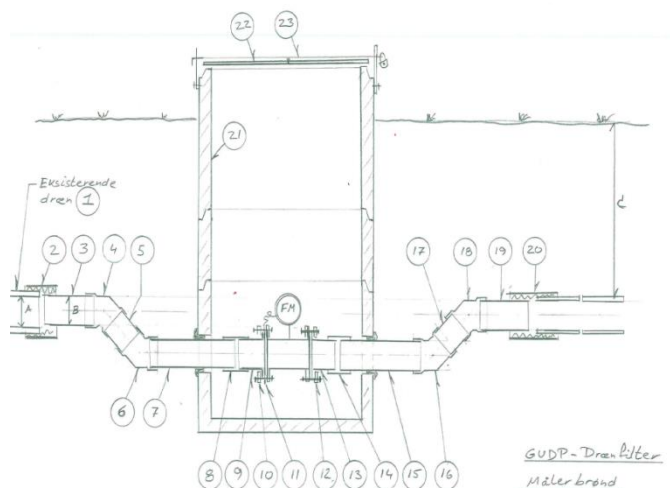
4.3 Måling af drænvandføring

Grundet usikkerheder på modellering / prædiktation af afstrømningen via dræn, kan det være ønskeligt at måle drænaftstrømningen fra marken. Vandføringen via dræn kan dog variere meget betydeligt indenfor og mellem klimatiske forskellige år. Måling af drænaftstrømningen kræver derfor metoder, som kan håndtere denne variation. Teknikker til måling af drænaftstrømning er talrige og de enkelte metoder kan have forskellige anvendelsesområder, begrænsninger og præcision. På arealer med flere drænsystemer og hvor geologien er relativt homogen, kan der være en direkte korrelation mellem vandføringen i de forskellige dræn. Under sådanne forhold kan måling af vandføringen i et enkelt dræn anvendes til at estimere vandføringen i de øvrige dræn, og dermed den samlede afstrømning via dræn. Det er dog ikke usædvanligt, at der kan

være stor variation i tekstur og geologi indenfor den enkelte mark, og under disse forhold kan der ikke forventes en direkte korrelation i afstrømningen mellem dræn. Dette betyder i praksis, at der vil være behov for måling på flere drænudløb, evt. ved en kombination af metoder. I de følgende afsnit beskrives forskellige metoder til måling af vandføring i dræn, hvor metoderne varierer fra automatisk kontinuerlig monitoring af vandføring til manuelle punktmålinger. Beskrivelsen af målemetoderne er foretaget af Petersen og Iversen (2016).

4.3.1 Måling af vandføring ved elektromagnetisk induktiv flow-måling

Måling af vandføring i dræn ved anvendelse af en elektromagnetisk induktiv flowmåler er en meget præcis målemetode til kontinuerlig måling af vandføring i dræn. Metoden anvendes bl.a. Aarhus Universitet, Institut for Agroøkologi til kontinuerlig monitoring af vandføring i dræn på et større antal feltmålestationer. Målemetoden kræver et fuldløbende drænrør, hvilket sikres ved montering af flowmåleren i en vandlås, der sikrer at vandpassagen gennem måleren er konstant fuldløbende uafhængigt af vandføringen (Fig. 7). Måleren kan placeres i en drænbrønd af beton eller PVC, der beskytter måleren mod indtrængende vand. Måling af vandføring gennem den elektromagnetiske induktive flowmåler er baseret på Faradays lov. Når en elektrisk ledende væske passerer gennem et magnetfelt, induceres et elektrisk potentiale i væsken, som måles med elektroder. Dette elektriske potentiale er proportionalt med væskens hastighed og kan sammen med rørets tværsnitsareal omsættes til en vandføring. Målemetoden forudsætter en korrekt montering af flowmåleren, herunder er der fabrikat-specifikke krav til vandlåsen og længden af det vandrette drænrør på begge sider af flowmåleren. For drænsystemer med en betydelig transport af sediment kan det være nødvendigt at installere en sedimentationsbrønd forud for målebrønden for at undgå tilstopning af flowmåleren. De enkelte flowmålere fås med forskellige kapaciteter, som hver især virker i forskellige intervaller af afstrømning. Størrelsen af det målbare interval defineres ved flowmålerens turndown ratio (TDR), som angiver forholdet mellem den målbare maksimale afstrømning og den minimale afstrømning. For den induktive måler vil måleusikkerheden som regel være på $\pm 0,5\%$ og TDR vil ligge på omkring 100:1. Da vandføringen skal måles nøjagtigt over tid, kræves der en tilhørende montering af en elektronisk dataopsamler, der automatisk logger vandføringsværdierne ved foruddefinerede tidsintervaller.



Figur 8. Skitse af montage med en elektromagnetisk flowmåler (FM) i en målebrønd. Vandlåsprincippet (det u-formede forløb) sikrer, at vandstrømningen igennem flowmåleren altid er fuldløbende (skitse: Peter Nielsen, Orbicon).

4.3.2 Mekanisk måling

For et fuldløbende rør vil brugen af mekaniske flowmålere, som måler flow vha. f.eks. propeller (Jamieson et al. 2003) være mulig. Usikkerheden ved mekaniske flowmålere er dog særlig høj ved lave vandhastigheder. Propeller har ofte en TDR på ca. 15:1.

4.3.3 Ultralyd

Ultralyd kan anvendes til at måle både vandstand og -hastighed i et rør (Eastman et al. 2010). Sensoren, som installeres i bunden af røret, udsender ultralydbølger, som reflekteres på vandoverfladen. Lydbølgerne responstid måles og omsættes til en vandstand. Vandhastigheden måles ved, at ultralyd udsendes diagonalt gennem vandstrømmen. Når lydbølgerne rammer bobler og suspenderet materiale vil den reflekteres. Hvis vandet er i bevægelse vil de reflekterede lydbølger komme tilbage til sensoren med en ændret frekvens pga. dopplereffekten (Fraga et al. 2015) For at metoden virker korrekt, er der nogle minimumskrav til indholdet af suspenderet materiale i drænvandet. Usikkerhed: $\pm 2\%$. TDR: $\approx 200:1$.

Generelt vil måling af afstrømning både med elektromagnetisk induktion og ultralyd ikke kræve meget vedligehold, da instrumenterne ikke har bevægelige dele. Metoderne er dog begrænsede af krav til minimumsvandføring og vil have større usikkerheder ved lave vandføringer.

4.3.4 Opstemning og overløb

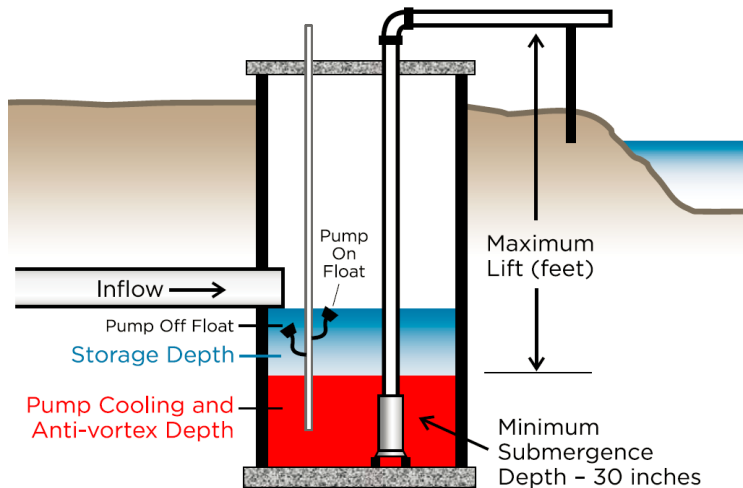
Ved at opstemme drænvandet og lade det løbe ud gennem et overløb af kendt geometri kan måling af vandstanden bag opstemningen omsættes til en vandføring. Vandstanden kan f.eks. måles med ultralyd eller en tryktransducer. Ofte anvendte geometrier er rektangulære overfald, trekantsoverfald (Fig. 8), Venturikanaler (f.eks. en Parshall-kanal (Williams et al. 2015)) og Sutro-overløb (Casey 2004). Usikkerhed : $\pm 2-5\%$. Metoderne kan anvendes over et stort interval af afstrømningsværdier. Drift af målemetoden indebærer bl.a. tilsyn med, at der ikke sker for stor sedimentation bag opstemningen eller at der ikke sætter sig andre obstruktioner fast i overløbet. Her kan der ligeledes med fordel installeres en sedimentationsbrønd før selve overfaldet. Metoden med trekantsoverfaldet benyttes i Danmark bl.a. i Varslingssystemet for udvaskning af pesticider til grundvand ved de marker, der måler på drænvand (pesticidvarsling.dk).



Figur 9. Målekanal med indbygget trekantsoverfald (www.envitech.co.uk).

4.3.5 Reservoir med pumpe

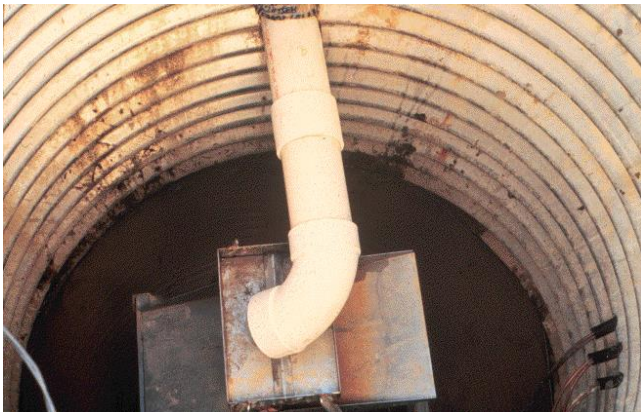
Metoden baseres på at drænvandet ledes ind i et reservoir, hvori der er installeret en pumpe (Fig. 10). I reservoiret er der installeret to kontakter som hhv. tænder pumpen ved høj vandstand og slukker pumpen ved lav vandstand. Ved at måle tiden, hvor pumpen er tændt, kendes det udpumpede volumen. Alternativt kan der monteres en flowmåler på pumperøret (Delsman et al. 2014).



Figur 10. Principskitse hvor vandføringen måles ved kombination af reservoir og pumpe (www.ag.ndsu.edu/tiledrainage/documents/tile-drainage-pump-stations).

4.3.6 Vippespand

En simpel metode hvor en vippespand monteres ved drænudløbet (Fig. 11). Afhængigt af afstrømningsintensiteten vil vippespanden fyldes og vippe med en bestemt frekvens, som efter grundig kalibrering kan omsættes til en vandføring (Tan & Zhang 2010; Hernandez-Ramirez et al. 2011). Da metoden er mekanisk, vil der kræves en del vedligehold/tilsyn.



Figur 11. Måleprincip med vippespand (www.inwmc.org).

4.3.7 Fordelerbrønd

I tilfælde, hvor vandføringen ikke er for stor, kan drænvandet ledes igennem en fordelerbrønd/boks. Vandet ledes i så fald ind i et reservoir med flere ens overløb i samme højde. Vandet fra ét af disse overløb opsamles over en kendt tidsperiode og det opsamlede volumen måles. Ved simpel opskalering fås det samlede flow (Bostock & Rieley 1976). Metoden midler over en længere periode (afhængig af reservoirstørrelse), og er derfor ikke anvendelig, hvis der kræves afstrømningsdata med høj tidslig opløsning. Metoden er simpel at opsætte, men kræver at volumen af reservoirindholdet måles jævnlige.

De nævnte metoder kan ofte kombineres, hvorved der kan opnås større nøjagtighed og opløselighed. F.eks. kan vandstanden i reservoiret til fordelerbrønden måles kontinuerligt med en ultralydssensor.

4.3.8 Punktmålinger

Hvis drænvandføringen ikke skal måles nøjagtigt over tid kan punktmålinger, hvor det med jævne mellemrum måles, hvor hurtigt eksempelvis en spand med et kendt volumen fyldes, give et estimat for vandføringen i et givet tidsrum (Fig. 12).



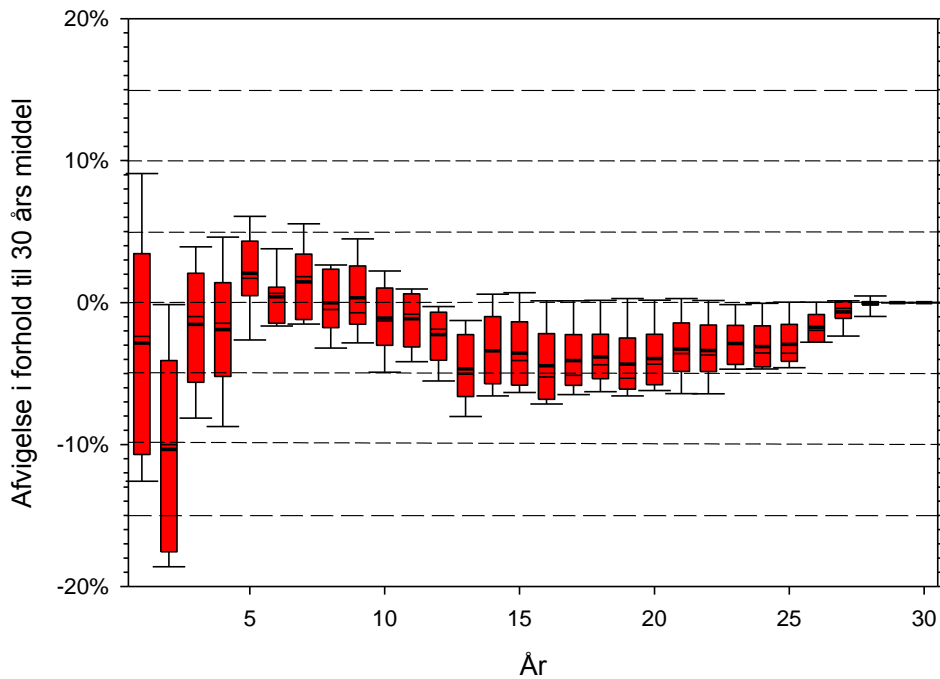
Figur 12. Punktmåling af drænvandføring ved brug af "snabelmetoden" (Foto: Bioscience, Aarhus Universitet)

4.4 Nedbørsrepræsentativitet i forhold til drænafstrømning

Et meget aktuelt spørgsmål i forbindelse med måling af drænafstrømning er hvor længe der skal måles på et enkelt dræn for at sikre et repræsentativt datagrundlag. Eksisterende dræntidsserier viser meget betydelige år-til-år variationer i drænafstrømningen for det enkelte areal (eks Fig. 17). Det er således afgørende at sikre, at måleperioden som minimum dækker den forventede klimavariation. Da der ikke eksisterer danske drænafstrømningstidsserier med en tilstrækkelig tidslig længde og geologisk variation, er der pt. ikke det nødvendige datagrundlag til en analyse af antal måleår, der kræves for at sikre klimanormaliserede data.

Som alternativ kan en analyse af nedbørsvariationen give en indikation af variationen i drænafstrømning, da den årlige drænafstrømning er korreleret med årlig nedbør. En analyse baseret på årlige estimater tager dog ikke højde for, at fordelingen af nedbør over året vil have stor indflydelse på andelen af drænafstrømning. På baggrund af klimadata fra Aarhus Universitets meteorologiske database er der således foretaget en analyse af, hvor mange år der skal måles nedbør for at sikre at målingen er repræsentativ for nedbør målt over en 30-årig periode. De anvendte nedbørsdata stammer fra ni stationer hhv. Tylstrup, Ødum, Askov, Borris, Jyndevad, Årslev, Abed, Rønhave og Åkirkeby. En mere fyldestgørende analyse vil kræve analyse af flere tidsserier og et større datasæt, men de ni målestationer repræsenterer dog en rimelig geografisk fordeling. I analysen er den årlige middelnedbør i månederne oktober til maj, hvor drænafstrømningen forventes at være mest betydende, beregnet efter måleperioder på henholdsvis 1, 2, 3, 4 og op til 30, hvor en måleserie på 30 år forventes at være repræsentativ for den enkelte lokalitet. Nedbøren for hvert enkelt år er tilfældigt udtrukket fra den oprindelige 30-årige tidserie fra hver enkelt nedbørsstation. Jo længere en tidsperiode man måler nedbør over, jo mere repræsentativ vil den målte nedbør være, hvilket betyder, at afvigelsen set i forhold til den 30-årige middelværdi vil være lille. Ti nedbørsserier dækkende 30-årige perioder er udtrukket fra datamaterialet for hver enkelt målestation. For hver af disse 30-årige nedbørsserier er variationen mellem de ni forskellige stationer beregnet for måleperioderne fra 1 til 30 år. En enkelt af disse 30-årige nedbørsserier er vist i Figur 13. For hver enkelt af disse nedbørsserier er der lavet en analyse af, hvor mange år nedbøren skal måles over for en opnå en tilstrækkelig lav afvigelse i forhold til en 30-årig måleserie. Usikkerheden på afvigelsen er beregnet i forhold til de ni forskellige nedbørstationer svarende til de enkelte bokspot i figuren, hvor udfaldsrummer mellem 10 og 90 % er anvendt (fejlbarene på boxplottene). Analysen, baseret på de ti måleserier, viser, at for at opnå en usikkerhed på ned-

børsmålingen på $\pm 15\%$, skal der måles mellem 1 og 7 år (middelværdi på 3 år), for at opnå en usikkerhed på $\pm 10\%$ skal der måles mellem 3 og 12 år (middelværdi på 7 år), og for at opnå en usikkerhed på $\pm 5\%$ skal der måles mellem 4 og 22 år (middelværdi på 10 år). Hvis der som forventet eksisterer en korrelation mellem nedbør i månederne oktober til maj og den tilsvarende drænaftstrømning, skal man derfor gennemsnitligt måle drænaftstrømningen i en periode på 7 år, hvis kravet til usikkerheden skal være under 10%.



Figur 13. Procentafvigelse af nedbør i forhold til en 30 årig (1961 til 1990) middelværdi, såfremt middelnedbøren beregnes efter 1, 2, 3, 4, ..., 30 år. Nedbøren for hvert enkelt år er tilfældigt udtrukket fra den 30-årige tidserie. Boksplotterne er beregnet på baggrund af ni forskellige danske nedbørsstationer hhv. Tylstrup, Ødum, Askov, Borris, Jyndevad, Årslev, Abed, Rønhave, Åkirkeby. Fejlbarerne repræsenterer henholdsvis 10- og 90-percentilerne, de røde bokse repræsenterer 25- og 75-percentilerne (først og tredje kvartil), den tynde linje i boksen repræsenterer median, og den fede streg i boksen repræsenterer middelværdien på de ni målinger.

5 DRÆNVANDSPRØVETAGNING OG ANALYSE AF KVÆLSTOFKONCENTRATION

5.1 Drænvandsprøvetagning

Kvantificering af kvælstofudledningen fra dræn forudsætter foruden kendskab til den vandmængde, der afstrømmer fra dræn, også kendskab til kvælstofkoncentrationen i drænvandet. Monitoring af kvælstofudledning er traditionelt baseret på udtagning af vandprøver med en given tidsfrekvens efterfulgt af en kemisk måling af prøvens kvælstofkoncentration i laboratoriet. I den meste simple form for drænvandsprøvetagning kan en vandprøve udtages manuelt, som en punktprøve. Ved manuel prøvetagning i dræn er det vigtigt at sikre, at drænet er fritløbende, således at prøvetagningen baseres på nyt drænvand. Hvis drænet ikke er fritløbende, fx i tilfælde af neddykkede drænrør, kan der som alternativ udtages en vandprøve i den nærmeste drænbrønd i marken, hvor drænet er fritløbende. Ved prøvetagningen fyldes en plastflaske med drænvand og sendes til laboratoriet for analyse af TN og/eller nitrat-N. I tilfælde af, at der i marken er flere drænsystemer, kan det være nødvendigt at udtage vandprøver fra flere drænrør.

Kvælstofkoncentrationen i drænvand er typisk ikke konstant over året (se Fig. 14,15,17), hvilket betyder, at det vil være nødvendigt med udtagning af flere vandprøver på forskellige tidspunkter for at få et repræsentativt udtryk for variationen i kvælstofkoncentration (se nærmere beskrivelse af prøvetagningsstrategi i afsnit 6). Den mest præcise form for prøvetagning, der sikrer måling af drænvandskoncentrationer med høj tidslig frekvens, er baseret på automatisk kontinuert prøvetagning vha. fx en ISCO-prøvetager. Ved automatisk kontinuert prøvetagning kan prøvetageren programmeres til enten tidsproportional- eller flow-proportional prøvetagning. Ved tidsproportional prøvetagning udtages automatisk en prøve med en given tidslig frekvens, mens flow-proportional vandprøvetagning er baseret på prøvetagning ved ændringer i drænvandsføringen. Prøvetagning baseret på flow-proportional prøvetagning forudsætter et vist kendskab til variationer i vandføringsraten på lokaliteten i forhold til korrekt programmering af prøvetageren. Ved tidsproportional prøvetagning kan der udtages en prøve med kendt volumen til hver programmeret tidsenhed (fx udtagning af en prøve hver time). De time-udtagne prøver kan så automatisk puljes til én døgnprøve, der således antages at være repræsentative for den gennemsnitlige kvælstofkoncentration over et døgn.

5.2 Analyse af kvælstof

I laboratoriet analyseres drænprøvernes kvælstofkoncentration ved kemiske metoder. Typisk analyseres for total-kvælstof (TN) og/eller nitrat-N ($\text{NO}_3\text{-N}$). Prøven skal opbevares på køl fra udtagning indtil analyse. I drænvand udgør nitrat-N generelt den dominerede kvælstofform, men andre kvælstofformer (ammonium-N ($\text{NH}_4\text{-N}$) og organisk-N) kan være mere eller mindre betydende afhængigt af jordtype og tidspunkt på året. En analyse af TN vil sikre, at analysen omfatter alle kvælstofformer.

5.3 Sensor- og passiv sampler teknologier

Der findes en række andre metoder til måling af kvælstofkoncentration i dræn, herunder sensor- (fx YSI sensorer) og passiv sampler (SorbiCell) teknologier. Monitoring ved hjælp af passiv sampler teknologi er beskrevet i en anden delrapport. Sensortechnologier til måling af nitrat-N (og i nogle tilfælde $\text{NH}_4\text{-N}$) kan anvendes som feltmålinger, men generelt er disse målemetoder mindre nøjagtige og anvendes derfor ikke i nationale monitoringsundersøgelser. I det følgende behandles således udelukkende prøvetagningsstrategier til beregning af kvælstoftransport baseret på enten automatisk kontinuert eller manuel punktprøvetagning og efterfølgende kemisk analyse af vandprøven med bestemmelse af TN og/eller nitrat-N.

6 PRØVETAGNINGSTRATEGI OG BEREGNING AF KVÆLSTOFTRANSPORT

6.1 Beregning af kvælstoftransport via dræn

Den samlede årlige kvælstoftransport via dræn bestemmes ideelt set ved en kontinuert måling af vandføring ($Q_{\text{dræn}}$) og koncentrationen af kvælstof (C) i drænvandet og beregnes som angivet (ligning 6.1):

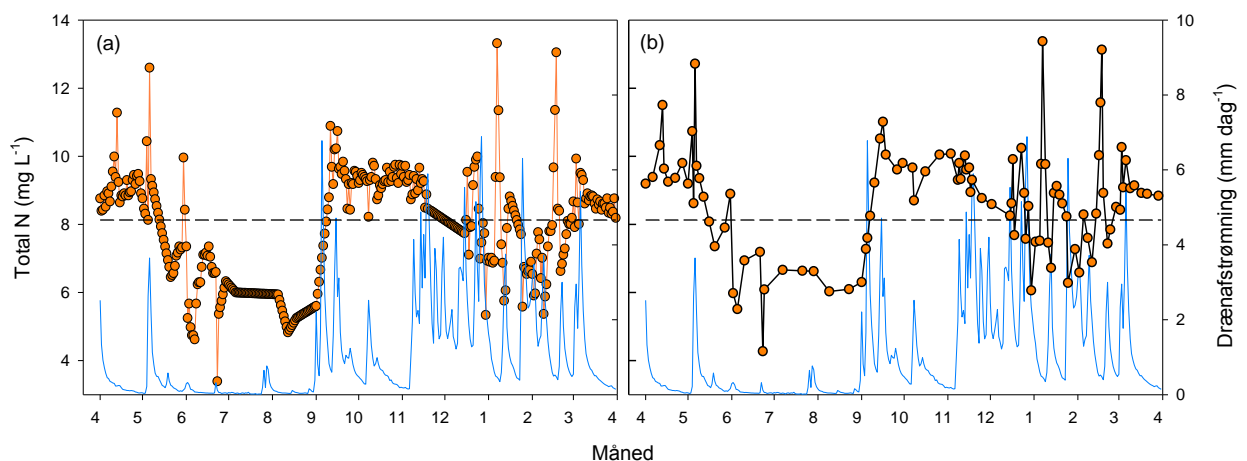
$$N_{i-n} = \sum_{i=1}^n Q_i \times C_i \quad \text{Ligning 6.1}$$

hvor N_{i-n} er summen af den kontinuerligt målte vandføring $Q_{i,\text{dræn}}$ (L/dag) og den kontinuert målte kvælstofkoncentration C_i (mg/L), hvor i er den tidlige opløsning (fx døgn) med $i = 1, 2, \dots, n$, hvor $n = 365$ for beregning af årlig kvælstoftransport på basis af døgnprøver. Et eksempel på dynamikken i daglig middel drænvandføring og total N (TN) koncentration fremgår af Fig. 14. Den årlige kvælstoftransport angives som mængden af kvælstof der transporteres pr år (kg/år) eller som en koncentration der er korrigeret for afstrømningsmængden udtrykt som en vandføringsvægtet kvælstofkoncentration og beregnet som angivet (ligning 6.2), og markeret ved den stiplede linje i Fig. 14a.

$$\bar{C}_{i-n} = \frac{\sum_{i=1}^n N_i}{\sum_{i=1}^n Q_i} \quad \text{Ligning 6.2}$$

I forbindelse med kontinuert prøvetagning er det som alternativ til at analysere samtlige døgnprøver ofte mere almindeligt at udtage en delprøve fra flere døgnprøver, og pulje disse delprøver til en blandingsprøve. Det er ved denne metode afgørende, at de prøver, der puljes, er udtaget ved samme/omtrent samme vandføringsrate, således at prøverne vægtes korrekt i forhold til vandføringen.

Ved denne metode puljes prøverne således på basis af afstrømningshydrografen, hvorved der indenfor tidsintervaller med samme vandføringsrate opnås et mindre antal prøver til analyse for kvælstof. Prøver analyseret efter dette princip betegnes i denne vejledning hydrografprøver og er eksemplificeret i Figur 14b.



Figur 14. Monitoring af kvælstoftransport ved drænstation med måling af daglig vandføring ($Q_{\text{dræn}}$) og total N (TN) koncentration i (a) time-puljede døgnprøver og (b) hydrografpuljede prøver for perioden 1/4-2015 til 31/3-2016.

Ved såvel døgnprøver som ved hydrografprøver vil der ved udfald i prøverækken anvendes lineær interpolation til at estimere kvælstofkoncentrationen i de manglende prøver.

En opgørelse af kvælstoftransporten ved direkte kontinuert måling af vandføring og kvælstofkoncentration bestemmes den samlede kvælstoftransport via dræn, og den beregnede kvælstoftransport repræsenterer således den sande værdi. Metoden kræver dog, at der installeres en drænvandsstation med automatisk kontinuert måling af vandføring og automatisk vandprøvetagning, og er således en relativt dyr løsning, der kræver tilsyn og jævnlig tømning af prøvetager, og derudover analyse af et større antal prøver. Det er således relevant at teste, om der findes valide alternativer til en kontinuert, automatisk prøvetagning. Metoder til måling og/eller estimering af vandføring i dræn er beskrevet tidligere, mens dette afsnit beskriver grundlaget for beregning af kvælstoftransporten i dræn på basis af manuel udtagning af vandprøver, herunder betydningen af prøvetagningsfrekvens og tidspunkt.

6.2 Metoder til beregning af kvælstoftransport på basis af punktprøver

Ved manuel vandprøvetagning tilstræbes prøvetagning/analyse af minimum det antal drænvandsprøver, der sikrer, at den beregnede kvælstoftransport kun afviger acceptabelt fra den sande kvælstoftransport. Der findes flere metoder til at beregne kvælstoftransporten på basis af punktprøver:

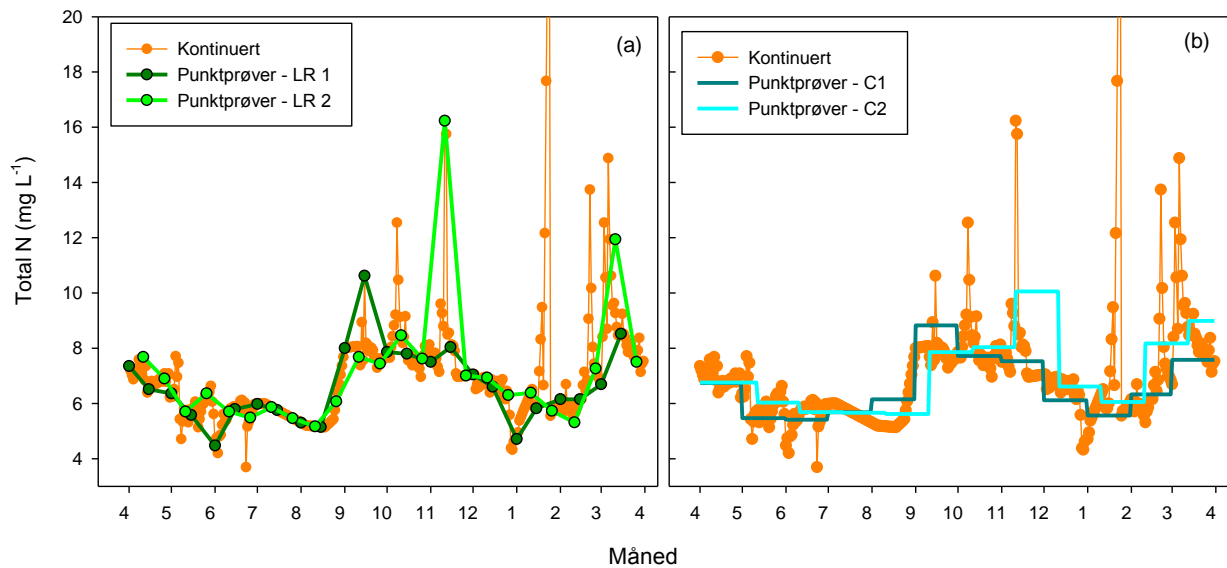
- Gennemsnitsmetoden (\bar{C} -metoden)
- Lineær interpolation (LR-metoden)
- Regressionsmetoder (Q vs. C-relationer)

Analyser har vist, at der for drænafstrømning ikke findes en generel sammenhæng mellem vandføring ($Q_{\text{dræn}}$) og målte kvælstofkoncentrationer (C) (Kjærgaard & Iversen, 2015), og derfor er denne metode ikke relevant i relation til en emissionsbaseret regulering.

Ved den lineære interpolationsmetode antages en lineær sammenhæng mellem to prøvepunkter, og på baggrund af dette estimeres de daglige koncentrationer for ikke målte dage mellem de to prøvepunkter. Metodens validitet er bestemt af prøvetagningsfrekvensen, hvor der dog ikke findes generelle anbefalinger for frekvensen af prøvetagning i dræn. Ved vandløbsmonitoring anbefales et max på 6 uger mellem prøvetagning, jf. delrapport om måling i vandløb. Drænafstrømningsdynamikken er dog generelt mere dynamisk end vandføring i vandløb, og det bør som udgangspunkt anbefales, at prøvetagningsfrekvensen i videst muligt omfang dækker afstrømningsdynamikken.

Den mest simple metode er gennemsnitsmetoden, hvor en middel/median værdi af et antal punktprøver antages som repræsentativ koncentration for et givet tidsinterval.

Sammenligning af LR og \bar{C} -metoderne på udvalgte datasæt viser mindre variationer på den estimerede kvælstoftransport. Dette er her illustreret på et enkelt komplet datasæt, hvor estimering af kvælstoftransporten på basis af punktprøver ved anvendelse af hhv. ” og \bar{C} -metoden” og ”LR-metoden” er sammenholdt med den faktisk målte kvælstoftransport opgjort på baggrund kontinuert døgnprøvetagning (timepuljede prøver) med total N (TN) analyseret i døgnprøver, og daglige målte middelvandføringer (Figur 15, Tabel 3). Ved sammenligningen af beregningsmetoderne er der udtaget to sæt af to punktprøver pr. måned (24 punktprøver) med et interval på 14 dage imellem prøvetagningerne, og disse er sammenholdt med kontinuert prøvetagning baseret på timepuljede døgnprøver og TN-analyse af 314 prøver for et fuldt måleår. På figur 15 ses, at begge punktprøvetager i det valgte tilfælde synes at underestimere de fleste peakbelastninger, hvorimod kvælstoftransporten overestimeres i de tilfælde, hvor udtagningstidspunktet rammer en peakhændelse (Figur 15a,b).



Figur 15. Sammenligning af kontinuert prøvetagning og punktprøvetagning til beregning af kvælstoftransport ved (a) "Lineær regressionsmetoden (LR)" og (b) "Gennemsnitsmetoden (\bar{C})" ved to uafhængige sæt af punktprøver med en prøvetagningsfrekvens på to punktprøver (1, 2) pr måned (24 prøver pr år).

Tabel 3 opsummerer den beregnede kvælstoftransport og den vandføringsvægtede kvælstofkoncentration for en beregning baseret på 24 punktprøver og sammenholdt med den kontinuerte målte kvælstoftransport. Beregningerne viser, at begge punktprøvemetoder i dette tilfælde svagt underestimerer den totale kvælstoftransport. Afvigelsen fra den faktiske kvælstoftransport varierer i dette tilfælde fra -0,5 % til -14 %, hvor \bar{C} -metoden giver den bedste prædiktions. Det er selvfølgelig væsentligt at bemærke, at dette blot er en eksemplificering af de to beregningsmetoder, og at analyser på andre datasæt og valg af andre prøvetagningstidspunkter kan give et andet udfald. Analyse af betydningen af prøvetagningsfrekvens og tidspunkt ved anvendelse af \bar{C} -metoden er gennemgået for et større datagrundlag i afsnit 6.3.

Tabel 3. Sammenligning af den kontinuert målte total N (TN) drænttransport med beregning af TN-transport og vandføringsvægtet TN koncentration ved hhv. "Lineær regressionsmetoden (LR)" og "Gennemsnitsmetoden (\bar{C})" for to sæt af punktprøver.

Prøvetagning	Metode	Prøveantal	Vandføringsvægtet TN-konc (mg L ⁻¹)	TN-transport (kg år ⁻¹)	Afvigelse (%)
Kontinuert	Døgnprøver	314	7.4	1418	-
Punktprøver	LR-1	24	6.4	1227	-14
Punktprøver	LR-2	24	6.7	1278	-10
Punktprøver	\bar{C} -1	24	6.9	1310	-8
Punktprøver	\bar{C} -2	24	7.4	1411	-0.5

6.3 Datagrundlag for analyse af prøvetagningsstrategi

Med henblik på at analysere (i) grundlaget for beregning af kvælstoftransport på baggrund af manuelle punktprøver ved \bar{C} -metoden, samt (ii) fastlægge det nødvendige antal udtagne prøver, der sikrer en acceptabel usikkerhed på den beregnede kvælstoftransport foretages en analyse af eksisterende data fra 14 danske drænstationer (Kjærgaard og Vangso, 2016). Alle lokaliteter, der indgår i analysen, er instrumenteret med en komplet drænvandsstation med kontinuert måling af drænvandføring samt kontinuert vandprøvetagning (ISCO-prøvetager) med udtagning af én vandprøve pr. time, der automatisk puljes til døgnprøver

(24 delprøver pr. døgn puljes automatisk til én døgnprøve). Prøverne er enten analyseret som døgnprøver (benævnes døgnprøver) for hele afstrømningsperioden, svarende til mellem 286-314 døgnprøver pr. år (lokalitet 1-4), mens prøver på øvrige lokaliteter er puljet til færre prøver på basis af drænastrømningshydrografen (benævnes hydrografprøver) med et minimum på >100 puljede prøver pr. år (lokalitet 5-14). Lokaliteterne repræsenterer mellem ét og tre års komplette dataserier med kontinuert prøvetagning (Tabel 4).

Tabel 4. Oversigt over lokaliteter og datagrundlag for analyse af prøvetagningsstrategi.

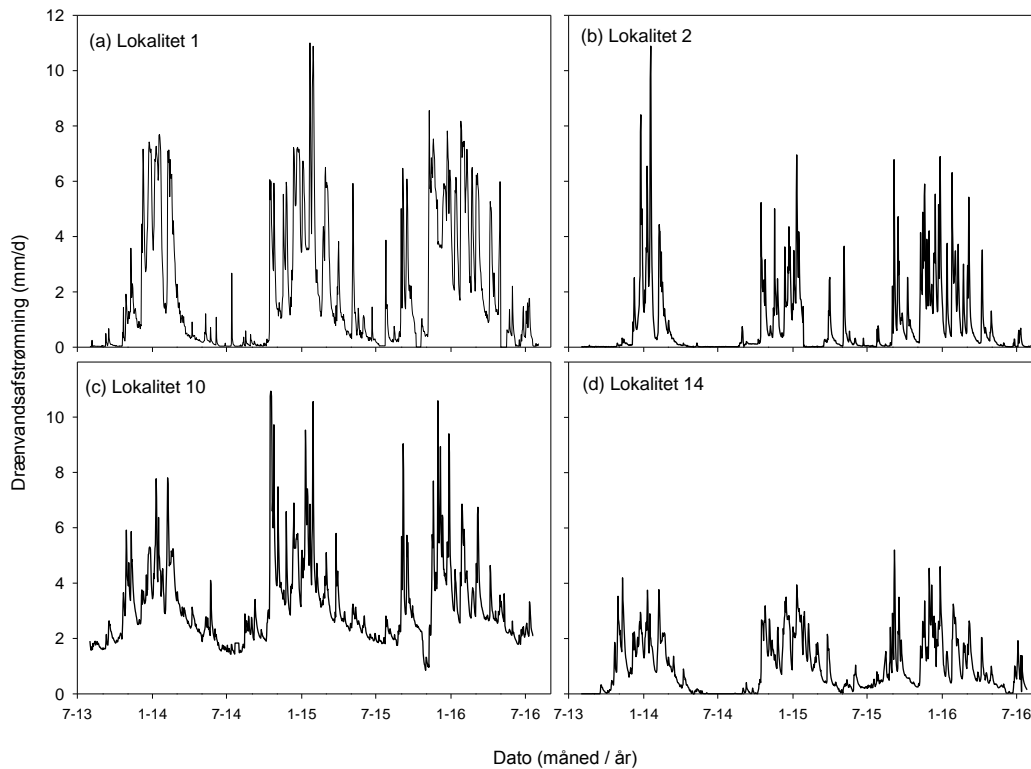
	Geo-region	Type	Geologi	Analyse-strategi	Måleår	Prøveantal (prøver/år)
1	Øst	Højbund	Moræne ler	Døgn	2015/16	295
2	Øst	Højbund	Moræne ler	Døgn	2015/16	314
3	Øst	Højbund	Moræne ler	Døgn	2015/16	306
4	Øst	Højbund	Moræne ler	Døgn	2015/16	286
5	Øst	Højbund	Moræne ler	Hydrograf	2013/14 2014/15 2015/16	232 107 105
6	Øst	Højbund	Moræne ler	Hydrograf	2013/14 2014/15 2015/16	172 174 177
7	Nord	Højbund	Yoldia sand	Hydrograf	2015/16	105
8	Nord	Højbund	Yoldia sand	Hydrograf	2015/16	116
9	Nord	Lavbundflade	Littorina sand	Hydrograf	2014/15 2015/16	161 114
10	Nord	Lavbundflade	Litto. sand/tørv	Hydrograf	2014/15 2015/16	162 102
11	Nord	Lavbundflade	Littorina ler	Hydrograf	2014/16	115
12	Nord	Lavbundflade	Litto sand/tørv	Hydrograf	2015/16	108
13	Nord	Lavbundflade	Ler / sand	Hydrograf	2015/16	104
14	Nord	Lavbundflade	Sand	Hydrograf	2015/16	123

Det tilgængelige datagrundlag, hvor der er monitoring med høj tidlig opløsning, omfatter lokaliteter på højbund med moræne ler (georegion Øst), højbund sand (georegion Nord) samt sand, ler, og sand/tørv på lavbundflade (georegion Nord). Datagrundlaget dækker således ikke alle danske jordtyper.

Væsentligt for generaliserbarheden af analysens resultater er dog, at dynamikken i drænastrømningen er repræsentativ for typiske drænastrømningsforløb, hvor drænhydrografer med stor tidlig variation i vandføringen forventes at udfordre præcisionen ved en manuel prøvetagning og en mindre prøvetagningsfrekvens. I den sammenhæng analyseres på dræntidsserier med stor dynamik og variation i vandføringsraten (Fig. 16), og samt med meget høj tidlig opløsning af data, der således udgør et meget detaljeret datagrundlag for en analyse af prøvetagningsstrategi.

Typiske drænastrømningsforløb for højbundslokaliteter i klimanormale år er karakteriseret ved, at der ikke er drænastrømning/kun ringe drænastrømning i sommermånedene ((juni), juli, august, (september)), som også fremgår af hydrograferne for lokalitet L1 og L2 (Fig. 16a,b) for sommeren 2013 og 2014, mens sommeren 2015 er mere atypisk med en mere betydende drænastrømning. For lokaliteter på lavbundflade kan afstrømningsdynamikken være mere kompleks. Drænastrømningen på nogle lavbundflade lokaliteter kan

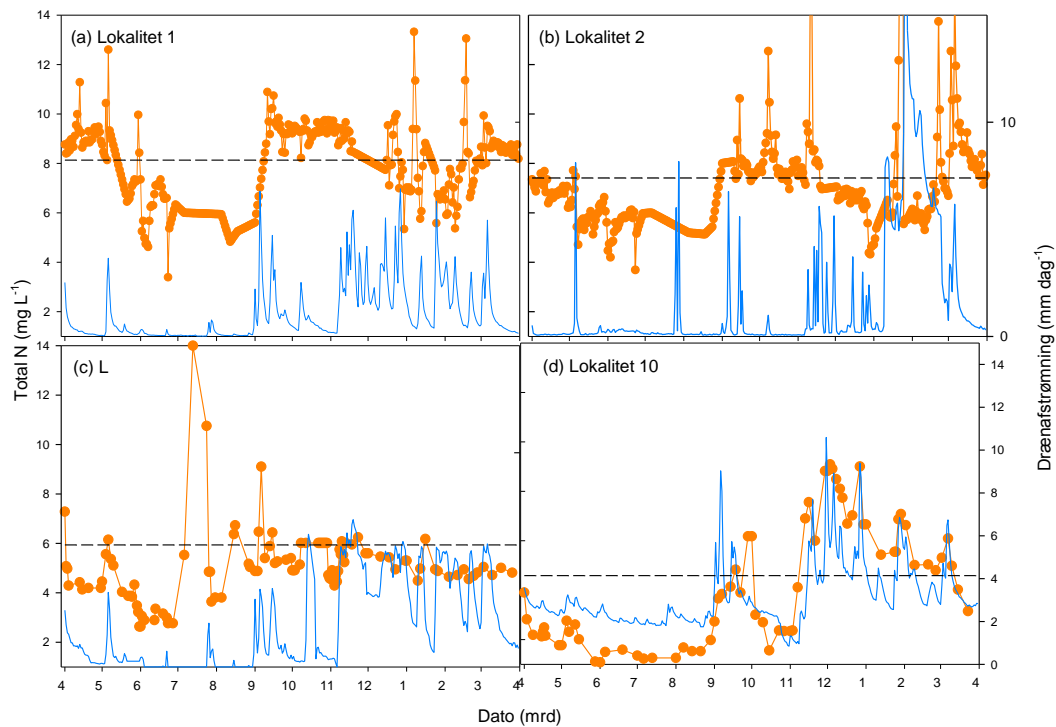
have samme forløb som for højbundslokaliteter (Fig 16d), mens andre lokaliteter er karakteriseret ved en betydende drænaftstrømning i sommerperioden (Fig. 16c), hvor drænbidraget kan skyldes permanent højt vandspejl, og/eller grundvandsstilstrømning fra et større hydrologisk opland.



Figur 16. Eksempler på drænaftstrømningshydrografer for hhv. højbund moræne (a,b) og lavbundflade (c, d) for måleårene 2013/14, 2014/15 og 2015/16.

6.4 Analyse af prøvetagningsstrategi

Analysen af prøvetagningsstrategi foretages for lokaliteter med komplette datatidsserier (Tabel 4), med data for henholdsvis 1, 2 og 3 måleår. Eksempler på variationen i TN-koncentrationen målt i dræn over et måleår for udvalgte lokaliteter er plottet i Fig. 17. Generelt repræsenterer tidsserierne betydelige variationer i TN-dynamik, og sikrer dermed en bred repræsentativitet i datagrundlaget.



Figur 17. Eksempler på variation i målte kvælstofkoncentrationer på fire udvalgte lokaliteter i måleåret 2014/15 hhv. (a,b) højbund moræne (døgnprøver), (c) højbund moræne (hydrografprøver) og (d) lavbundflade (hydrografprøver).

Analysen af prøvetagningsstrategi omfatter følgende varianter og er opsummeret i Tabel 5:

- Periode: Helårlig afstrømning eller vinterafstrømning (november til marts, begge måneder inklusiv).
- Antal måneder: For den helårlige prøvetagning testes udtagning i 12, 10, 9 eller 8 måneder, mens vinterprøvetagningen omfatter hhv. 5 og 3 måneder.
- Antal prøver pr. måned: Testen omfatter udtagning af enten 1 eller 2 punktprøver pr. måned. Ved to udtagninger vælges prøverne, så der er 15 dage mellem de to prøver. Ved udtagning af 2 punktprøver pr. måned regnes en gennemsnitlig kvælstofkoncentrationen af de 2 prøver i analysen.
- Udfaldsrummet for prøvetagningen: Ved udtagning af 1 punktprøve pr. måned medregnes 30 mulige prøvetagningsdage for hver måned der indgår, og ved udtagning af 2 punktprøver pr. måned er der indregnet 15 mulige prøvetagningsdage pr. måned, med 15 dage imellem de to prøvetagninger.

Tabel 5. Prøvetagningsstrategi ved analyse af prøvetagningsfrekvens og tidspunkt

Periode	Antal måneder	Tidspunkt	Antal prøver pr måned	Udfaldsrum	Analyse Id	
Årlig	12	August-juli	1	30	12.1	
			2	15	12.2	
	10	September-juni	1	30	10.1	
			2	15	10.2	
	9	September-maj	1	30	9.1	
			2	15	9.2	
	8	Oktober-maj	1	30	8.1	
			2	15	8.2	
	Vinter	5	November-marts	1	30	5.1
				2	15	5.2
3		Nov, jan, marts	1	30	3.1	
			2	15	3.2	

6.5 Resultater fra analysen af drænprøvetagningsstrategi

Analysen er baseret på resultater fra måleåret 2014/15, hvor alle lokaliteter har en komplet dataserie (Tabel 6, 7 og 10), mens data for to 3 årige tidsserier på højbund findes i Tabel 8 og 9.

For moræneler lokaliteterne, hvor kvælstoftransporten er baseret på kontinuerede flowmålinger og analyserede døgnprøver (286-314 analyserede prøver pr. år), varierer afvigelsen på de punktprøve estimerede gennemsnitlige TN-transporter og den kontinuert målte TN-transport fra -15 til 13 % (Tabel 6). De største gennemsnitlige afvigelser ses ved hhv. 3 og 5 vinter samt 12 årlige prøvetagninger, mens den gennemsnitlige afvigelse på 8-9 årlige prøvetagninger varierer fra -5 til 4%. Generelt ses betydelige variationer på min-max estimerterne, hvor særligt 3 og 5 årlige vinterprøvetagninger for to lokaliteter viser meget betydelige afvigelser.

For højbundsarealerne L5-L8 (ler og sand), hvor den kontinuerede transport er baseret på puljede døgnprøver, varierer afvigelsen på de punktprøve estimerede gennemsnitlige TN-transporter og den kontinuert målte TN-transport fra -22 til 1 % (Tabel 7). Igen ses de største gennemsnitlige afvigelser ved hhv. 3 og 5 vinter prøvetagninger, mens den gennemsnitlige afvigelse på 8-9 årlige prøvetagninger varierer fra -1 til -14%, og med stor variation på min-max estimerterne. Sammenligning af prøvetagningsstrategi mellem afstrømningsårene 2013/14, 2014/15 og 2015/16 for to højbundslokaliteter L5 (Tabel 8) og L6 (tabel 9) viser at der mellem måleår kan være en betydelig variation i de gennemsnitlige afvigelser på de punktprøve estimerede gennemsnitlige TN-transport, som følge af variationer i afstrømningsdynamikken mellem måleår.

For lokaliteterne på lavbundflade (Tabel 10) ses generelt eksempler på betydelige afvigelser ved såvel 3 og 5 vinterprøvetagninger, hvor den aktuelle TN-transport overestimeres (L10, L14) samt en underestimering af TN-transporten ved især 10-12 årlige prøvetagninger. Prøvetagningsstrategien med 8-9 årlige prøvetagninger udviser generelt den laveste afvigelse på den gennemsnitlige TN-transport (-12 til 4%), men generelt ses for alle prøvetagningsstrategier betydelige variationer på min-max estimerterne.

Table 6. Gennemsnitlig estimeret TN-transport (kg/år) på basis af manuelle punktprøver ved de forskellige prøvetagningsstrategier sammenholdt med den kontinuerte døgnmålte TN transport for højbundlokaliteterne L1-L4. Tabelværdierne angiver den estimerede TN-transport afvigelse (Afv.) fra den samlede TN-transport, standardafvigelsen (stdev) på estimatet, variationskoefficienten (CV) samt Min og Max værdier for den estimerede TN-transport med angivelse af afvigelsen på disse estimater. Data anvendt stammer fra drænaftstrømningsperioden 2014/15.

Lok.	Id.	Kontinuert		Estimeret TN-transport på basis af punktprøver								
		TN kg/år	Middel kg/år	Afv. %	stdev	CV %	Min kg/år	Afv. %	Max kg/år	Afv. %		
L1	12.1	1055	1013	-4	34	3	948	-10	1080	2		
	12.2		1014	-4	16	2	995	-6	1046	-1		
	10.1		1068	1	42	4	981	-7	1151	9		
	10.2		1070	1	18	2	1044	-1	1105	5		
	9.1		1099	4	43	4	1014	-4	1184	12		
	9.2		1101	4	21	2	1077	2	1146	9		
	8.1		1094	4	43	4	1036	-2	1213	15		
	8.2		1096	4	28	3	1059	0	1150	9		
	5.1		1062	1	69	6	938	-11	1207	14		
	5.2		1066	1	48	4	981	-7	1132	7		
	3.1		1092	4	86	8	979	-7	1362	29		
	3.2		1096	4	62	6	1011	-4	1221	16		
	L2		12.1	1418	1341	-5	96	7	1234	-13	1610	14
			12.2		1341	-5	75	6	1265	-11	1481	4
10.1		1394	-2		119	9	1252	-12	1722	21		
10.2		1395	-2		93	7	1306	-8	1566	10		
9.1		1433	1		135	9	1266	-11	1804	27		
9.2		1434	1		107	7	1329	-6	1639	16		
8.1		1422	0		155	11	1235	-13	1855	31		
8.2		1422	0		124	9	1278	-10	1657	17		
5.1		1466	3		252	17	1192	-16	2202	55		
5.2		1467	3		185	13	1278	-10	1814	28		
3.1		1601	13		353	22	1205	-15	2765	95		
3.2		1601	13		259	16	1347	-5	2177	54		
L3		12.1	272		230	-15	11	5	207	-24	250	-8
		12.2			230	-15	5	2	223	-18	238	-12
	10.1	251		-8	14	5	215	-21	276	1		
	10.2	251		-8	6	2	238	-12	259	-5		
	9.1	264		-3	12	4	229	-16	286	5		
	9.2	264		-3	6	2	254	-7	271	0		
	8.1	258		-5	13	5	214	-21	282	4		
	8.2	258		-5	6	2	246	-9	266	-2		
	5.1	246		-9	15	6	209	-23	270	-1		
	5.2	246		-9	7	3	234	-14	254	-6		
	3.1	237		-13	22	9	207	-24	273	0		
	3.2	237		-13	12	5	214	-21	252	-7		
	L4	12.1		179	179	-0,4	10	6	161	-10	203	13
		12.2			178	-1	5	3	168	-6	186	4
10.1		184	2		12	7	166	-8	214	19		
10.2		181	1		7	4	169	-6	194	8		
9.1		185	3		13	7	168	-6	219	22		
9.2		185	3		8	4	172	-4	200	11		
8.1		187	4		14	7	171	-5	223	24		
8.2		187	4		8	4	174	-3	203	13		
5.1		185	3		22	12	159	-11	245	36		
5.2		185	3		15	8	163	-9	211	18		
3.1		192	7		36	19	155	-13	288	60		
3.2		192	7		25	13	158	-12	237	32		

Table 7. Gennemsnitlig estimeret TN-transport (kg/år) på basis af manuelle punktprøver ved de forskellige prøvetagingsstrategier sammenholdt med den kontinuert målte TN transport for højbundslokaliteterne L5-L8. Tabelværdierne angiver den estimerede TN-transport afvigelse (Afv.) fra den samlede TN-transport, standardafvigelsen (stdev) på estimatet, variationskoefficienten (CV) samt Min og Max værdier for den estimerede TN-transport med angivelse af afvigelsen på disse estimater. Data anvendt stammer fra drænaftstrømningsperioden 2014/15.

Lok.	Id.	Kontinuert		Estimeret TN-transport på basis af punktprøver						
		TN kg/år	Middel kg/år	Afv. %	stdev	CV %	Min kg/år	Afv. %	Max kg/år	Afv. %
L5	12.1	695	609	-12	22	4	575	-17	650	-6
	12.2		609	-12	17	3	577	-17	635	-9
	10.1		593	-15	24	4	561	-19	650	-6
	10.2		593	-15	16	3	565	-19	614	-12
	9.1		604	-13	27	4	568	-18	668	-4
	9.2		604	-13	18	3	573	-18	629	-10
	8.1		620	-11	33	5	581	-16	700	1
	8.2		620	-11	21	3	584	-16	653	-6
	5.1		666	-4	25	4	626	-10	735	6
	5.2		666	-4	22	3	637	-8	707	2
	3.1		640	-8	27	4	606	-13	710	2
	3.2		640	-8	20	3	608	-13	672	-3
	L6		12.1	644	589	-9	16	3	555	-14
12.2		589	-9		6	1	581	-10	602	-6
10.1		607	-6		18	3	566	-12	640	-1
10.2		607	-6		8	1	594	-8	627	-3
9.1		621	-4		21	3	588	-9	663	3
9.2		621	-4		9	1	606	-6	636	-1
8.1		641	-1		23	4	603	-6	688	7
8.2		640	-1		10	1	624	-3	658	2
5.1		633	-2		32	5	569	-12	688	7
5.2		633	-2		13	2	611	-5	654	2
3.1		624	-3		58	9	544	-16	723	12
3.2		624	-3		27	4	589	-9	663	3
L7		12.1	762		710	-7	66	9,3	603	-21
	12.2	710		-7	30	4,2	666	-13	758	-1
	10.1	710		-7	78	11	586	-23	902	18
	10.2	711		-7	29	4,1	667	-12	759	0
	9.1	706		-7	86	12	576	-24	926	22
	9.2	706		-7	30	4,3	657	-14	761	-0,1
	8.1	654		-14	89	14	556	-27	958	26
	8.2	654		-14	38	5,8	588	-23	761	-0,2
	5.1	649		-15	151	23	497	-35	1171	54
	5.2	650		-15	72	11	546	-28	850	12
	3.1	594		-22	88	15	467	-39	814	7
	3.2	594		-22	48	8,1	514	-32	718	-6
	L8	12.1		2393	2142	-10	51	2,4	1989	-17
12.2		2142	-11		26	1,2	2095	-12	2182	-9
10.1		2236	-7		60	2,7	2090	-13	2343	-2
10.2		2237	-7		31	1,4	2172	-9	2280	-5
9.1		2293	-4		64	2,8	2135	-11	2400	0
9.2		2295	-4		30	1,3	2235	-7	2350	-2
8.1		2304	-4		76	3,3	2086	-13	2427	1
8.2		2305	-4		43	1,8	2219	-7	2391	0
5.1		2411	1		64	2,7	2297	-4	2499	4
5.2		2413	1		32	1,3	2345	-2	2464	3
3.1		2411	1		71	2,9	2238	-7	2534	6
3.2		2412	1		48	2,0	2331	-3	2495	4

Table 8. Gennemsnitlig estimeret TN-transport (kg/år) på basis af manuelle punktprøver ved de forskellige prøvetagingsstrategier sammenholdt med den kontinuert målte TN transport for højbundlokalitet L5. Tabelværdierne angiver den estimerede TN-transport afvigelse (Afv.) fra den samlede TN-transport, standardafvigelsen (stdev) på estimeret, variationskoefficienten (CV) samt Min og Max værdier for den estimerede TN-transport med angivelse af afvigelsen på disse estimater. Data anvendt stammer fra drænaftstrømningsperioderne 2013/14, 2014/15, 2015/16.

År	Id.	Kontinuert		Estimeret TN-transport på basis af punktprøver								
		TN kg/år	Middel kg/år	Afv. %	stdev	CV %	Min kg/år	Afv. %	Max kg/år	Afv. %		
2013/14	12.1	695	609	-12	22	4	575	-17	650	-6		
	12.2		609	-12	17	3	577	-17	635	-9		
	10.1		593	-15	24	4	561	-19	650	-6		
	10.2		593	-15	16	3	565	-19	614	-12		
	9.1		604	-13	27	4	568	-18	668	-4		
	9.2		604	-13	18	3	573	-18	629	-10		
	8.1		620	-11	33	5	581	-16	700	1		
	8.2		620	-11	21	3	584	-16	653	-6		
	5.1		666	-4	25	4	626	-10	735	6		
	5.2		666	-4	22	3	637	-8	707	2		
	3.1		640	-8	27	4	606	-13	710	2		
	3.2		640	-8	20	3	608	-13	672	-3		
	2014/15		12.1	730	716	-2	22	3	675	-7	754	3
			12.2		716	-2	15	2	697	-5	745	2
10.1		716	-2		22	3	675	-7	754	3		
10.2		716	-2		15	2	697	-5	745	2		
9.1		706	-3		20	3	674	-8	749	3		
9.2		706	-3		13	2	687	-6	727	0		
8.1		723	-1		22	3	688	-6	769	5		
8.2		723	-1		15	2	702	-4	744	2		
5.1		727	-0,4		48	7	667	-9	813	11		
5.2		727	-0,4		28	4	694	-5	776	6		
3.1		733	0,4		70	10	649	-11	853	17		
3.2		733	0,4		47	6	676	-7	793	9		
2015/16		12.1	1374		1384	0,8	22	2	1203	-12	1622	18
		12.2			1385	0,8	53	4	1285	-6	1464	7
	10.1	1305		-5	24	2	1210	-12	1401	2		
	10.2	1305		-5	24	2	1276	-7	1348	-2		
	9.1	1352		-2	27	2	1256	-9	1461	6		
	9.2	1352		-2	27	2	1320	-4	1403	2		
	8.1	1334		-3	33	2	1235	-10	1384	1		
	8.2	1334		-3	18	1	1294	-6	1374	0		
	5.1	1358		-1	25	2	1310	-5	1427	4		
	5.2	1358		-1	19	1	1326	-3	1385	1		
	3.1	1379		0,4	27	2	1290	-6	1488	8		
	3.2	1379		0,4	26	2	1339	-3	1441	5		

Table 9. Gennemsnitlig estimeret TN-transport (kg/år) på basis af manuelle punktprøver ved de forskellige prøvetagningsstrategier sammenholdt med den kontinuert målte TN transport for højbundslokalitet L6. Tabelværdierne angiver den estimerede TN-transport afvigelse (Afv.) fra den samlede TN-transport, standardafvigelsen (stdev) på estimatet, variationskoefficienten (CV) samt Min og Max værdier for den estimerede TN-transport med angivelse af afvigelsen på disse estimater. Data anvendt stammer fra drænaftørningsperioderne 2013/14, 2014/15, 2015/16.

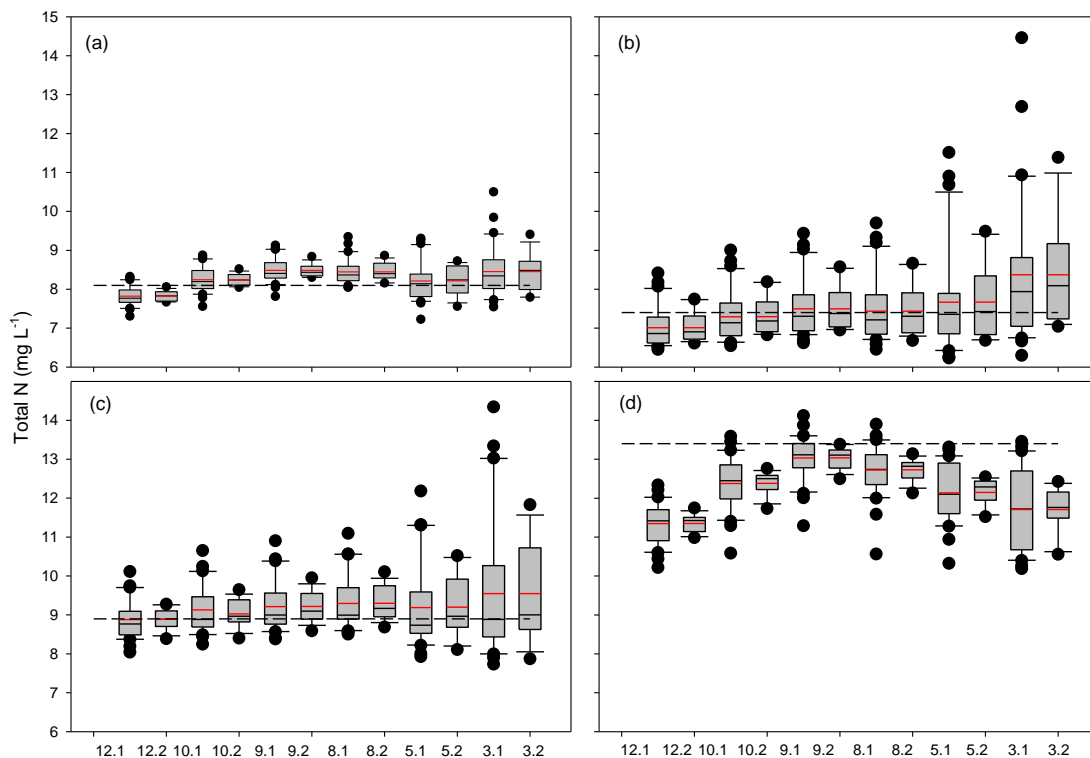
År	Id.	Kontinuert		Estimeret TN-transport på basis af punktprøver						
		TN kg/år	Middel kg/år	Afv. %	stdev	CV %	Min kg/år	Afv. %	Max kg/år	Afv. %
2013/14	12.1	644	589	-9	16	3	555	-14	623	-3
	12.2		589	-9	6	1	581	-10	602	-6
	10.1		607	-6	18	3	566	-12	640	-1
	10.2		607	-6	8	1	594	-8	627	-3
	9.1		621	-4	21	3	588	-9	663	3
	9.2		621	-4	9	1	606	-6	636	-1
	8.1		641	-1	23	4	603	-6	688	7
	8.2		640	-1	10	1	624	-3	658	2
	5.1		633	-2	32	5	569	-12	688	7
	5.2		633	-2	13	2	611	-5	654	2
	3.1		624	-3	58	9	544	-16	723	12
	3.2		624	-3	27	4	589	-9	663	3
	2014/15		12.1							
12.2										
10.1										
10.2										
9.1										
9.2										
8.1										
8.2										
5.1										
5.2										
3.1										
3.2										
2015/16		12.1	956	1057	11	78	7	941	-2	1294
	12.2	1057		11	50	5	986	3	1154	21
	10.1	983		3	56	6	925	-3	1245	30
	10.2	983		3	38	4	956	0	1112	16
	9.1	971		1	25	3	924	-3	1006	5
	9.2	971		2	14	1	952	0	1000	5
	8.1	966		1	27	3	914	-4	1004	5
	8.2	966		1	14	1	947	-1	997	4
	5.1	925		-3	23	2	877	-8	1014	6
	5.2	926		-3	16	2	907	-5	972	2
	3.1	903		-6	33	4	853	-11	1039	9
	3.2	903		-6	25	3	868	-9	973	2

Tabel 10. Gennemsnitlig estimeret TN-transport (kg/år) på basis af manuelle punktp prøver ved de forskellige prøvetagningsstrategier sammenholdt med den kontinuert målte TN transport for lavbundslokaliteterne L10-L14. Tabelværdierne angiver den estimerede TN-transport afvigelse (Afv.) fra den samlede TN-transport, standardafvigelsen (stdev) på estimatet, variationskoefficienten (CV) samt Min og Max værdier for den estimerede TN-transport med angivelse af afvigelsen på disse estimater. Data anvendt stammer fra drænastrømningsperioden 2014/15.

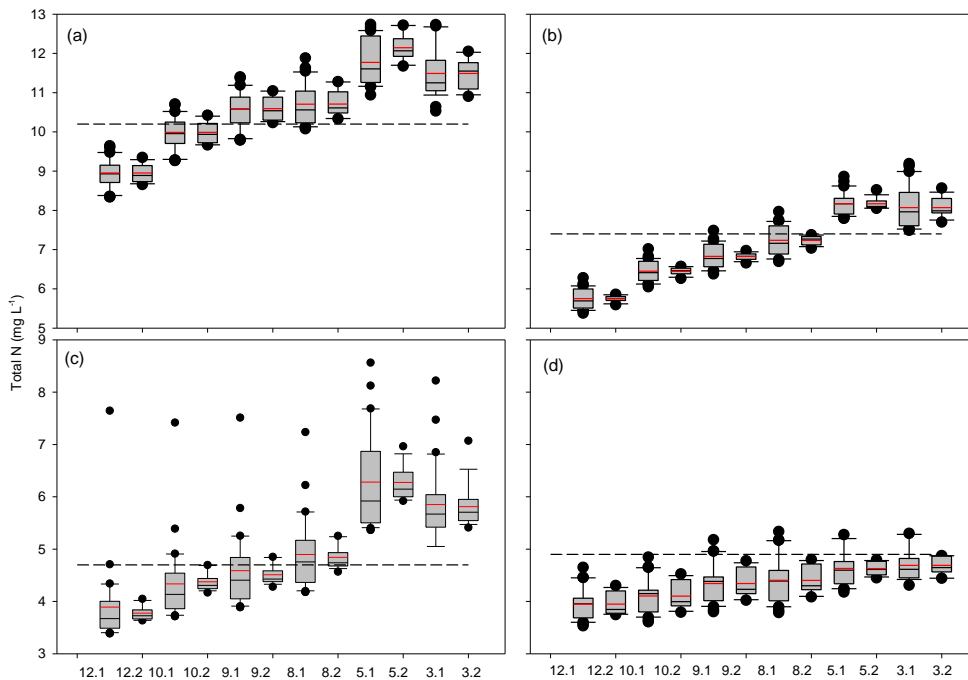
Lok.	Id.	Kontinuert		Estimeret TN-transport på basis af punktp prøver								
		TN kg/år	Middel kg/år	Afv. %	stdev	CV %	Min kg/år	Afv. %	Max kg/år	Afv. %		
L10	12.1	2692	2161	-20	196	9	1944	-28	2704	0,5		
	12.2		2169	-19	77	4	2087	-22	2324	-14		
	10.1		2429	-10	246	10	2133	-21	3095	15		
	10.2		2514	-7	99	4	2394	-11	2697	0,2		
	9.1		2578	-4	279	11	2233	-17	3322	23		
	9.2		2590	-4	107	4	2458	-9	2786	3		
	8.1		2767	3	304	11	2400	-11	3574	33		
	8.2		2782	3	126	5	2623	-3	3017	12		
	5.1		3572	33	497	14	3081	14	4918	83		
	5.2		3603	34	186	5	3400	26	4000	49		
	3.1		3329	24	376	11	2901	8	4722	75		
	3.2		3338	24	238	7	3108	15	4061	51		
	L12		12.1	2115	1643	-22	73	4	1537	-27	1794	-15
			12.2		1643	-22	22	1	1598	-24	1674	-21
10.1		1843	-13		75	4	1729	-18	2005	-5		
10.2		1842	-13		26	1	1790	-15	1877	-11		
9.1		1951	-8		90	5	1822	-14	2139	1		
9.2		1950	-8		25	1	1902	-10	1992	-6		
8.1		2068	-2		107	5	1913	-10	2277	8		
8.2		2067	-2		31	2	2010	-5	2108	-0,3		
5.1		2334	10		83	4	2228	5	2532	20		
5.2		2334	10		38	2	2300	9	2435	15		
3.1		2306	9		154	7	2140	1	2626	24		
3.2		2306	9		71	3	2200	4	2447	16		
L13		12.1	1010		807	-20	57	7	722	-28	951	-6
		12.2			807	-20	41	5	766	-24	880	-13
	10.1	839		-17	63	8	738	-27	991	-2		
	10.2	839		-17	51	6	776	-23	925	-8		
	9.1	888		-12	69	8	777	-23	1059	5		
	9.2	888		-12	52	6	822	-19	976	-3		
	8.1	900		-11	84	9	774	-23	1091	8		
	8.2	900		-11	51	6	835	-17	981	-3		
	5.1	947		-6	70	7	854	-15	1079	7		
	5.2	946		-6	25	3	910	-10	980	-3		
	3.1	959		-5	64	7	881	-13	1084	7		
	3.2	959		-5	32	3	908	-10	997	-1		
	L14	12.1		589	515	-13	20	4	480	-19	554	-6
		12.2			515	-13	13	3	498	-16	537	-9
10.1		574	-3		23	4	533	-10	616	5		
10.2		574	-3		15	3	555	-6	599	2		
9.1		609	3		26	4	563	-4	655	11		
9.2		609	3		17	3	588	0	635	8		
8.1		615	4		28	5	579	-2	683	16		
8.2		616	4		19	3	594	1	648	10		
5.1		677	15		33	5	629	7	732	24		
5.2		698	19		20	3	671	14	731	24		
3.1		661	12		36	5	605	3	750	27		
3.2		661	12		20	3	627	6	693	18		

Overordnet viser resultater fra disse afstrømningstidsserier, at to månedlige prøvetagninger synes at reducere standardafvigelsen og min-max variationen, men har begrænset/ingen effekt på gennemsnitsestimatet. I reguleringsmæssig sammenhæng kan det selvfølgelig have stor betydning at reducere variationsbredden på udfaldsrummet, da det samtidig reducerer risikoen for større fejlestimeringer (såvel over- som underestimering) af TN-transporten. Variationen i min-max er også afspejlet i Fig. 18 og 19, der viser boksplot af spredning, middel og median værdi samt outliers på de gennemsnitlige årlige TN-koncentrationer sammenlignet med de vandføringsvægtede TN-koncentrationer beregnet på basis af den kontinuerte prøvetagning (stiplet linje).

De analyserede tidsserier viser at de beregnede gennemsnitlige TN-koncentrationer ved 8-9 månedlige prøvetagningsmåneder generelt giver den laveste afvigelse af den vandføringsvægtede TN-koncentration, og at variationsbredden reduceres ved at øge prøvetagningsfrekvensen fra 1 til 2 prøvetagninger pr prøvetagningsmåned. Vinterprøvetagningsstrategierne (3 og 5 prøvetagningsmåneder) udviser en større spredning og flere outliers ved flere lokaliteter, men hvor variationen reduceres ved 2 månedlige prøvetagninger.



Figur 18. Spredning af estimeret årlig total N (TN) koncentration i drænvand som funktion af punktprøvetagningsstrategi for lokaliteterne 1-4. Graferne viser boksplot, der repræsenterer hhv. 25/75-percentiler (grå boks) og 10/90-percentilerne (fejlbarer), median (sort streg i boksplot), middel (rød streg i boksplot) og outliers (sorte punkter udenfor fejlbarer). Den stippledte linje angiver den vandføringsvægtede kvælstof (TN) koncentration beregnet på basis af den kontinuerte prøvetagning.



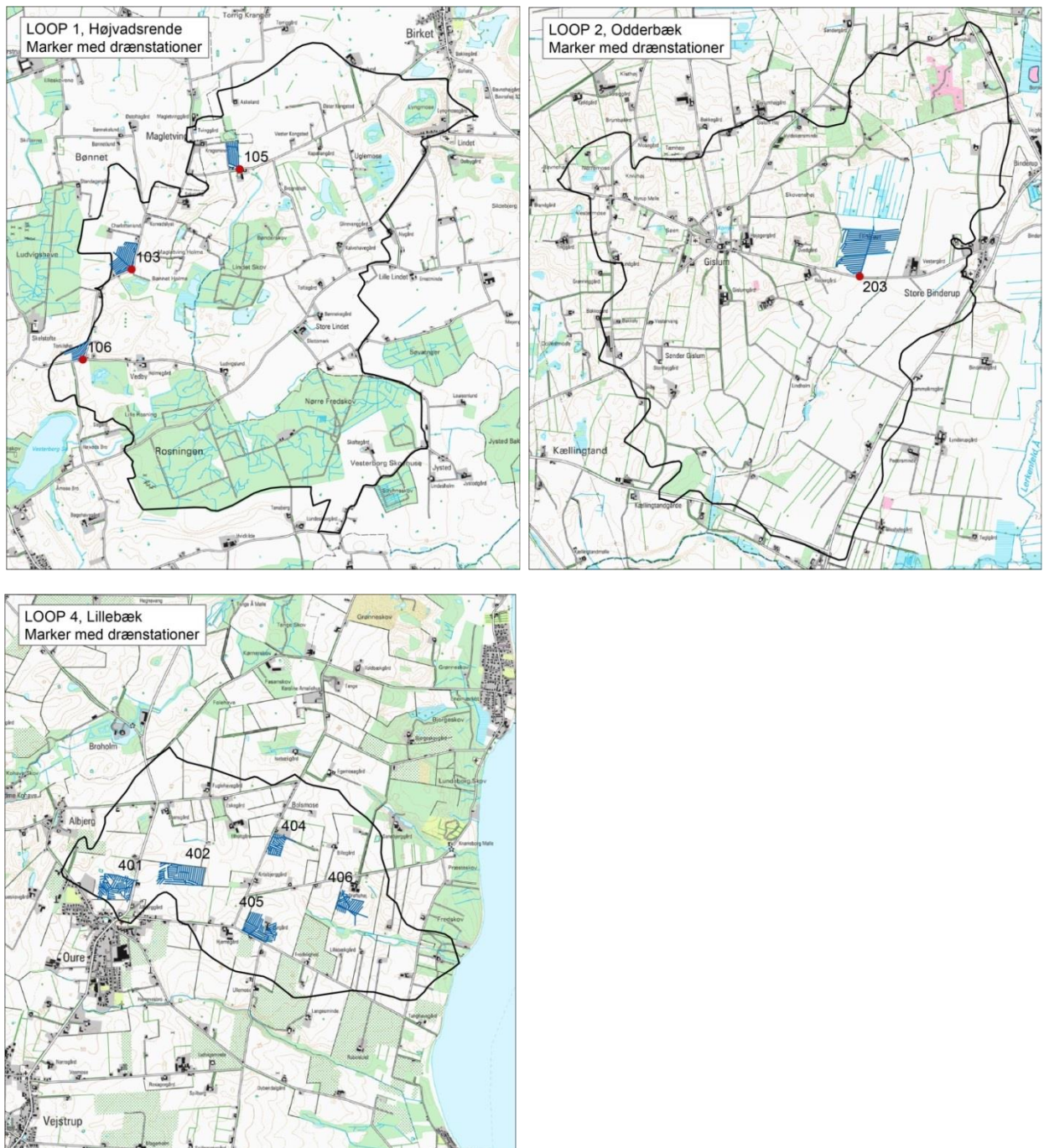
Figur 19. Spredning af estimeret årlig total N (TN) koncentration i drænvand som funktion af punktprøvetagningsstrategi for lokaliteterne 5-8. Graferne viser boksplot der repræsenterer hhv. 25/75-percentiler (grå boks) og 10/90-percentilerne (fejlbarer), median (sort streg i boksplot), middel (rød streg i boksplot) og outliers (sorte punkter udenfor fejlbarer). Den stiplede linje angiver den vandføringsvægtede kvælstof (TN) koncentration beregnet på basis af den kontinuerte prøvetagning.

6.6 Analyse af prøvetagning baseret på data fra landovervågningen (LOOP)

6.6.1 Analyse af prøvetagningsfrekvens

I ovenstående (afsnit 6.5) er der foretaget en analyse af prøvetagningsfrekvens på data med høj tidlig opløsning af, men hvor tidsserien var begrænset til 1-3 år. Data fra landovervågningen repræsenterer data med væsentligt lavere tidlig opløsning, men til gengæld med en historisk lang datatidsserie og målinger af både TN og nitrat-N. I landovervågningen måles koncentrationen af totalt kvælstof, nitrat og ammonium på tre drænstationer (103, 105, 106) i LOOP 1 (Fig. 20a), et enkelt drænsystem (203) i LOOP 2 (Fig. 20b), og på fem dræn (401, 402, 404, 405, 406) i LOOP 4 (Fig. 20c). Prøver af drænvandet tages en gang pr. uge i afstrømningsperioden og udtages som punktprøver (Grant, 2012). Lokaliteterne er primært JB6, dog undtaget station 203 (JB1) og station 401 (JB7), og drænarealet varierer fra 1,1-5,5 ha, dog undtaget station 203 (33 ha).

Til analyse af prøvetagningsfrekvens anvendes TN og nitrat-N koncentrationsmålinger fra seks drænstationer (Blicher-Mathiesen og Bøgestrand, 2016). I alle dræn er der udtaget en stikprøve af drænvandet hver uge i afstrømningsperioden. I selve dataanalysen indgår målinger for perioden 1989/90-2013/14 og drænstationerne omfatter drænvandsstationerne 103, 105, 106, 107, 402 og 406. For hver drænvandsstation er der udtaget data for hhv. tre, fem og ti prøver årligt gennem en afstrømningsperiode til analysen. Afstrømningsperioden er her defineret som perioden november-marts. Prøverne er udtaget af det samlede antal prøver, hvor der typisk er én prøve pr. uge, eller omkring 26 i en afstrømningsperiode. Middelværdien af de tre, fem og ti udtagne prøver sammenholdes mod middelværdien af samtlige ugeprøver i afstrømningsperioden det givne år, og både den absolute afvigelse (mg/l) og den relative afvigelse (%) er beregnet (Bilag 1, Tabel 3 og 4).

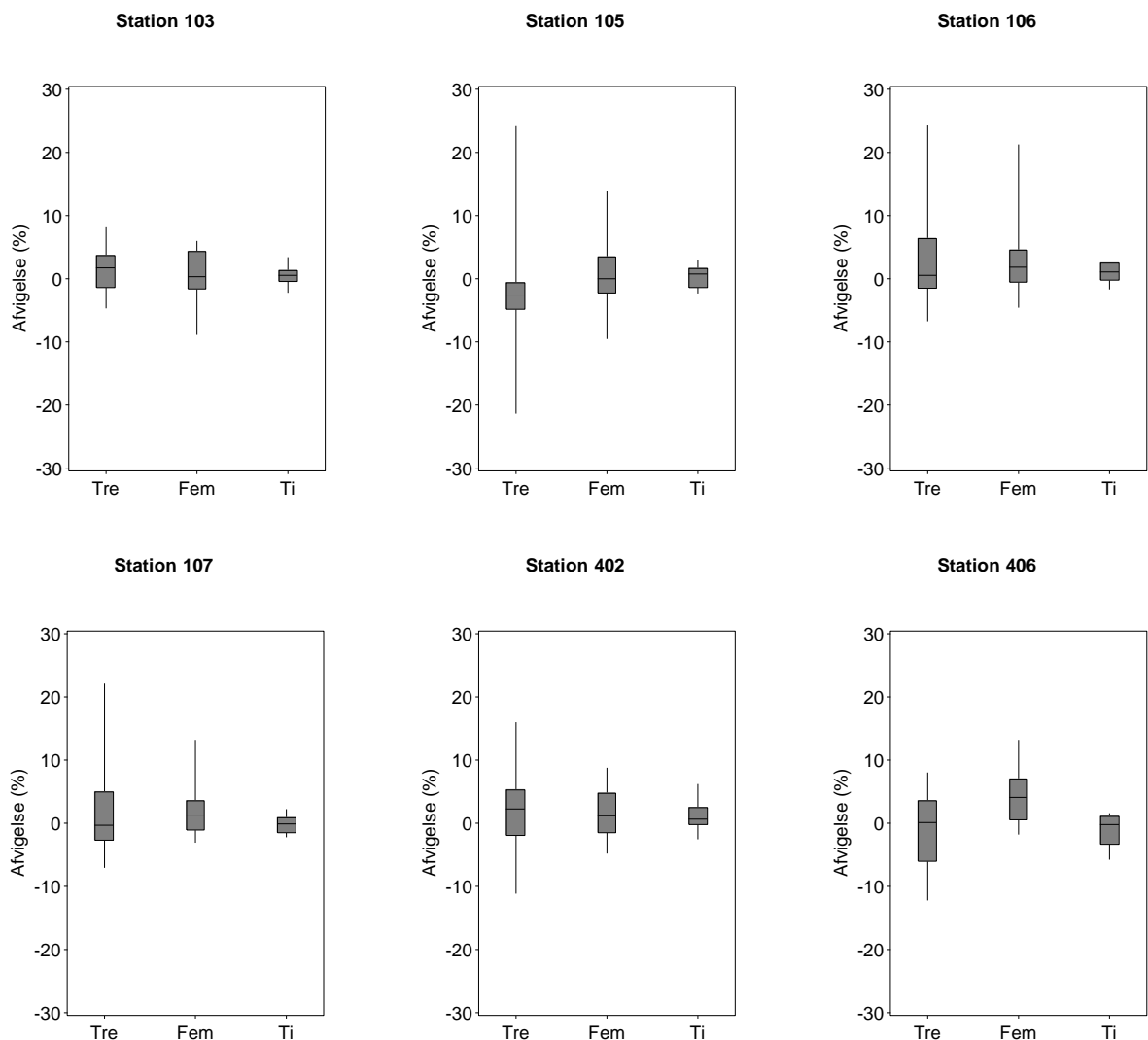


Figur 20. Oversigtskort over jordvand og drænstationer i (a) LOOP 1, oplandet til Højvads Rende på Lolland, (b) LOOP2, oplandet til Oddebæk i Himmerland, og (c) LOOP4, oplandet til Lillebæk på Sydfyn.

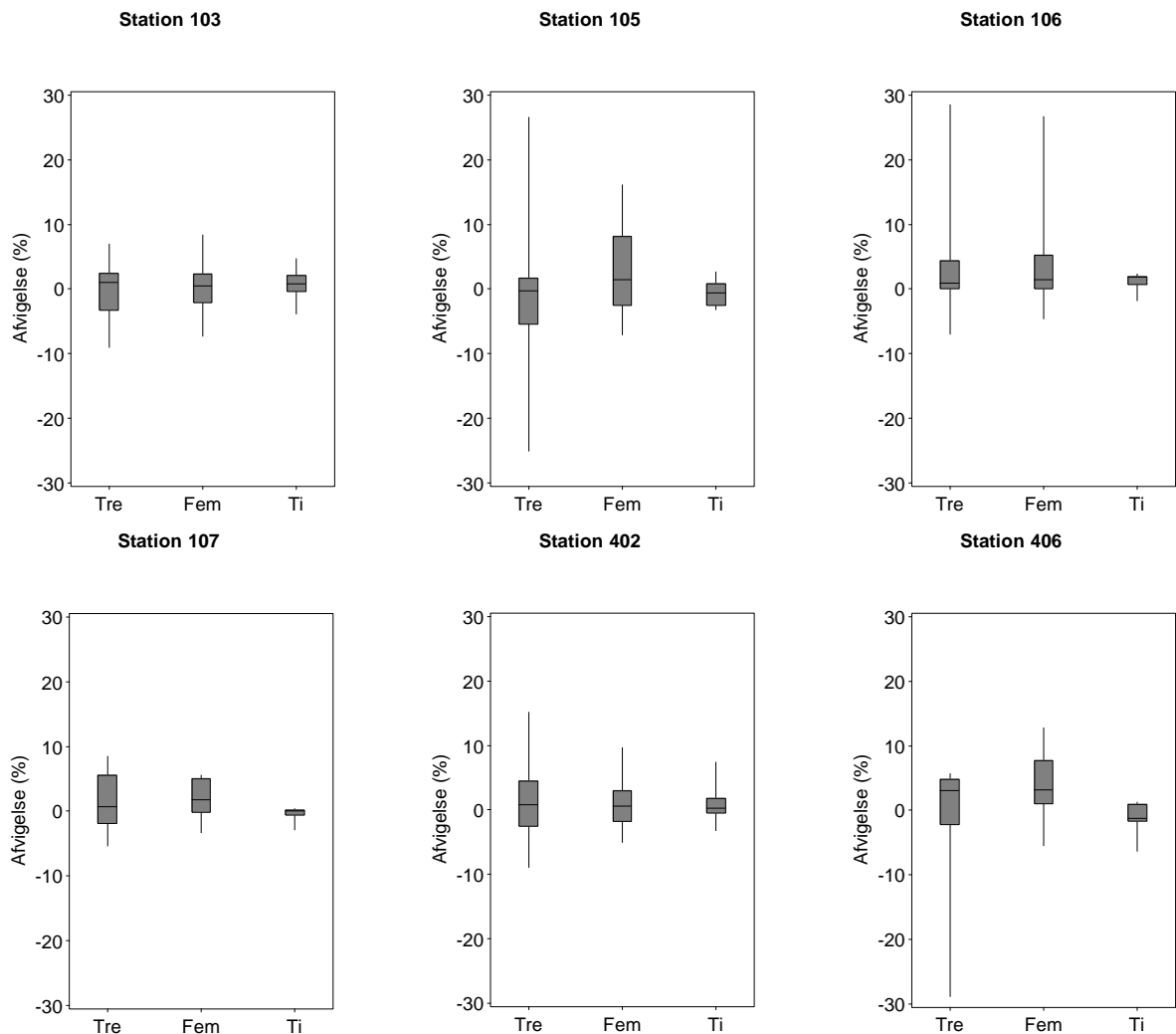
Hvis der ikke har kunnet udtrækkes nok prøver af datamaterialet, eksempelvis fordi afstrømnings sæsonen er startet sent, indgår det pågældende år ikke i de videre beregninger. For hver drænvandsstation er der således op mod 25 mål for den årlige afvigelse til at vurdere, hvor godt man typisk vil ramme mediankoncentrationen på ugeprøver, men i praksis kan der som førnævnt være færre år af de ovennævnte grunde. Grafer og tabeller skal derfor tages som en indikation af størrelsesorden. Ved udtagning af tre prøver er valgt den prøve, som er tættest på midten af månederne november, januar og marts. Ved udtagning af fem

prøver er der tilsvarende valgt en prøve midt i månederne november, december, januar, februar og marts. Endelig er ti prøver udtaget som en prøve hver 14-dag i afstrømningsperioden november-marts.

I Figur 21 og 22 viser boks-whiskers fordeling af afvigelsen på middelkoncentrationen af henholdsvis total N og nitrat-N i ugeprøver i et givet afstrømningsår ved udtagning af 3, 5 eller 10 årlige prøver frem for ugeprøver. Man bør især betragte boksene (grå farve), som repræsenterer 25-75 % fraktiler. Whiskers rækker helt ud til minimum og maksimum (sort lodret streg), hvor enkelte høje eller lave koncentrationer kan have afgørende betydning.



Figur 21. Den procentvise afvigelse i drænvandets årgennemsnit af total N-koncentration (mg N/l) mellem ugeprøver og hhv. 3, 5 og 10 prøver for hver af de 6 drænvandsstationer. Data for hver afstrømningssæson er vist i boks-whiskers repræsenterende minimum (øverste punkt af øverste lodrette streg), 25- og 75-percentil (grå boks) og maksimum (nederste punkt af nederste lodrette streg) samt medianen (midterste vandrette streg)



Figur 22. Den procentvise afvigelse i drænvandets årgennemsnit af nitrat-N koncentration (mg N/l) mellem ugeprøver og hhv. 3, 5 og 10 prøver for hver af de 6 drænvandsstationer. Data for hver afstrømningssæson er vist i boks-whiskers repræsenterende minimum (øverste punkt af øverste lodrette streg), 25- og 75-percentil (grå boks) og maksimum (nederste punkt af nederste lodrette streg) samt medianen (midterste vandrette streg).

Analysen (Tabel 11) viser, at afvigelsen på TN koncentrationen ved tre prøver pr. år som gennemsnit for alle år ligger <6 % beregnet inden for 25- og 75 % fraktilen for de seks drænstationer, men kan for enkelte år nå op på en afvigelse på op til 24 %. Ved fem og ti årlige prøver pr. år ligger afvigelsen som gennemsnit for alle år på <5 % og <3 % for 25- og 75 % fraktilen, men kan for enkelte måleår nå op på maksimalt 21 % og 6%.

For nitrat-N koncentrationen (Tabel 12) ligger afvigelsen ved tre prøver pr. år som gennemsnit for alle år <6 % beregnet inden for 25- og 75 % fraktilen for de seks drænstationer, mens afvigelsen kan for enkelte år nå op på 29 %. Ved fem og ti prøver pr. år ligger afvigelsen <8 % og <3 % for 25- og 75 % fraktilen, men kan nå op på 27 % og 6 % for et enkelt år. Analysen viser, at i enkelte år kan afvigelsen blive meget høj, når man nedsætter prøvetagningshyppigheden fra én prøve pr. uge til henholdsvis tre eller fem prøver pr. år, mens denne afvigelse blev meget mindre ved at tage 10 prøver pr. år. Analysen er som før nævnt kun gennemført på 6 drænstationer fordelt på 3 lokaliteter og derfor ikke nødvendigvis repræsentativ for alle dræn-

systemer, hvor afvigelsen evt. kan være højere eller lavere. Analysen omfatter dog en lang prøvetagningsperiode og indeholder således klimavariationen gennem 25 år.

Tabel 11. Afvigelse på den årlige middelkoncentration af TN (mg N/l) ved at udtage tre, fem eller ti drænrøber pr. afstrømningsår frem for ugentlig prøver, afvigelsen er fordelt på median, min., maks., 25 og 75 % fraktil.

stnr	Prøver	Antal år	Afvigelse (%)				
			media	min	max	25 % fraktil	75 % fraktil
103	3	16	1,7	-4,6	8,2	-1,4	3,6
105	3	13	-2,6	-21,4	24,3	-4,9	-0,6
106	3	12	0,5	-6,7	24,4	-1,6	6,3
107	3	12	-0,3	-7,0	22,2	-2,7	4,9
402	3	20	2,2	-11,1	16,0	-1,9	5,3
406	3	11	0,1	-12,2	8,0	-6,0	3,6
103	5	15	0,3	-8,9	6,0	-1,7	4,3
105	5	12	0,0	-9,5	14,0	-2,2	3,4
106	5	12	1,9	-4,5	21,4	-0,6	4,5
107	5	12	1,2	-3,0	13,2	-1,1	3,5
402	5	20	1,2	-4,8	8,8	-1,6	4,7
406	5	9	4,1	-1,8	13,2	0,5	7,0
103	10	9	0,6	-2,1	3,5	-0,4	1,3
105	10	7	0,7	-2,3	3,1	-1,4	1,6
106	10	8	1,1	-1,6	2,5	-0,2	2,5
107	10	10	-0,1	-2,2	2,2	-1,5	0,8
402	10	18	0,6	-2,5	6,2	-0,2	2,4
406	10	4	-0,2	-5,7	1,6	-3,3	1,0

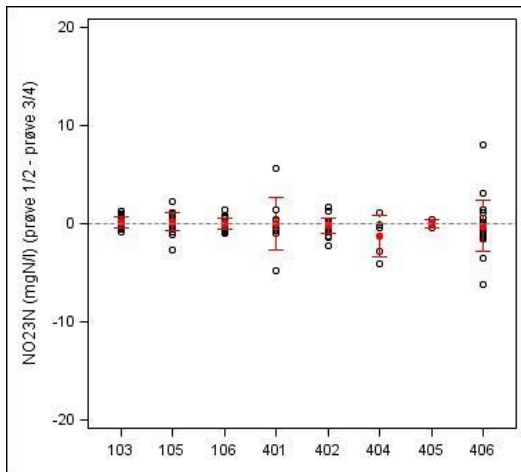
Tablet 12. Afvigelse på den årlige middelkoncentration af nitrat-N (mg N/l) ved at udtage tre, fem eller ti drænprøver pr. afstrømningsår frem for ugentlig prøver, afvigelsen er fordelt på median, min., maks., 25 og 75 % fraktil.

stnr	Prøver	Antal år	Afvigelse (%)				
			media	min	max	25 % fraktil	75 % fraktil
103	3	16	1,0	-9	7,1	-3,25	2,4
105	3	13	-0,3	-25,1	26,6	-5,4	1,7
106	3	12	0,95	-6,9	28,5	0,1	4,4
107	3	11	0,7	-5,4	8,6	-1,9	5,5
402	3	20	0,8	-8,9	15,2	-2,55	4,45
406	3	11	3	-28,9	5,7	-2,2	4,8
103	5	15	0,4	-7,3	8,4	-2,1	2,3
105	5	12	1,5	-7,1	16,2	-2,5	8,1
106	5	12	1,45	-4,6	26,7	0,05	5,15
107	5	11	1,8	-3,3	5,7	-0,2	5
402	5	20	0,55	-5	9,8	-1,75	2,9
406	5	11	3,2	-5,5	12,8	1	7,7
103	10	9	0,8	-3,8	4,7	-0,4	2,1
105	10	8	-0,55	-3,2	2,8	-2,45	0,8
106	10	8	1,85	-1,7	2,4	0,7	1,9
107	10	9	0	-2,9	0,5	-0,6	0,1
402	10	18	0,25	-3,2	7,5	-0,5	1,8
406	10	5	-1,3	-6,3	1,3	-1,7	0,9

6.6.2 Analyse af effekten af prøvetagningstidspunkt ved afstrømningsstart

For nogle drænsystemer kan der være betydelig variation i kvælstofkoncentrationen over afstrømnings sæsonen. Dette er illustreret for tre stationer i Landovervågningen (Figur 28 og 29), hvor der i nogle måleår (fx 1993 og 1999) måles en meget høj nitrat-N koncentration i starten af drænafstrømningsperioden (Figur 28c).

Det er derfor relevant at undersøge, om der er systematisk forskel i TN og nitrat-N koncentrationen i forhold til, hvornår de første drænprøver tages. Dette undersøges ved at beregne, om der er forskel på den gennemsnitlige nitrat-N koncentration for 1. og 2. prøve i afstrømnings sæsonen frem for 3. og 4. prøve. Til analyse af, om der er forskel i drænvandets nitrat-N koncentration i de to første prøver i afstrømningsperioden frem for 3 og 4. prøve er alle år med drænprøver medtaget i analysen. Der er beregnet en gennemsnitskoncentration for henholdsvis de to første ugeprøver og de to næste (3. og 4. ugeprøve). Herefter er der gennemført en t-test, om der er signifikant forskel på de to koncentrationer igennem måleperioden for hvert af de 8 dræn. Af analysens resultater fremgår, at der gennemsnitligt ikke er en systematisk forskel i drænvandets nitrat-N koncentration på de to første ugeprøver frem for de to næste (Figur 23). Men også her kan observeres store forskelle i enkelte år. Den statistiske analyse viste, at der ikke er signifikant forskel på koncentrationen af nitrat-N eller TN mellem gennemsnittet af de to første ugeprøver og gennemsnittet af de to næste, 3. og 4. ugeprøve i afstrømnings sæsonen.

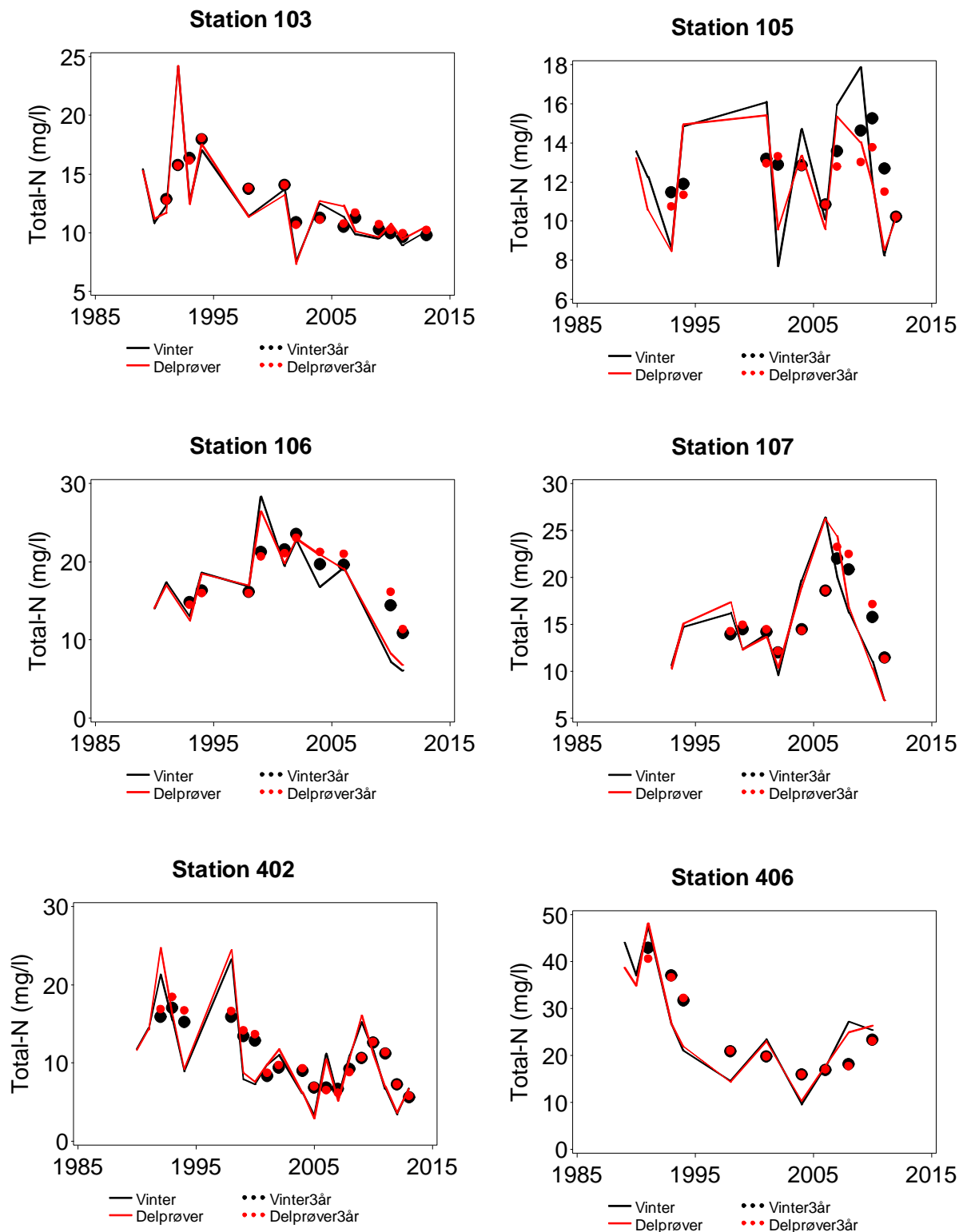


Figur 23. Forskel i drænvandets gennemsnitlige nitrat-N koncentration i de to første afstrømningsuger 1 og 2 frem for uge 3 og 4. Hver observation (O) repræsenterer et årgennemsnit for et hydrologisk år og gennemsnit for alle år i måleperioden (●) og s.d. for de målte år er vist med rød errobar.

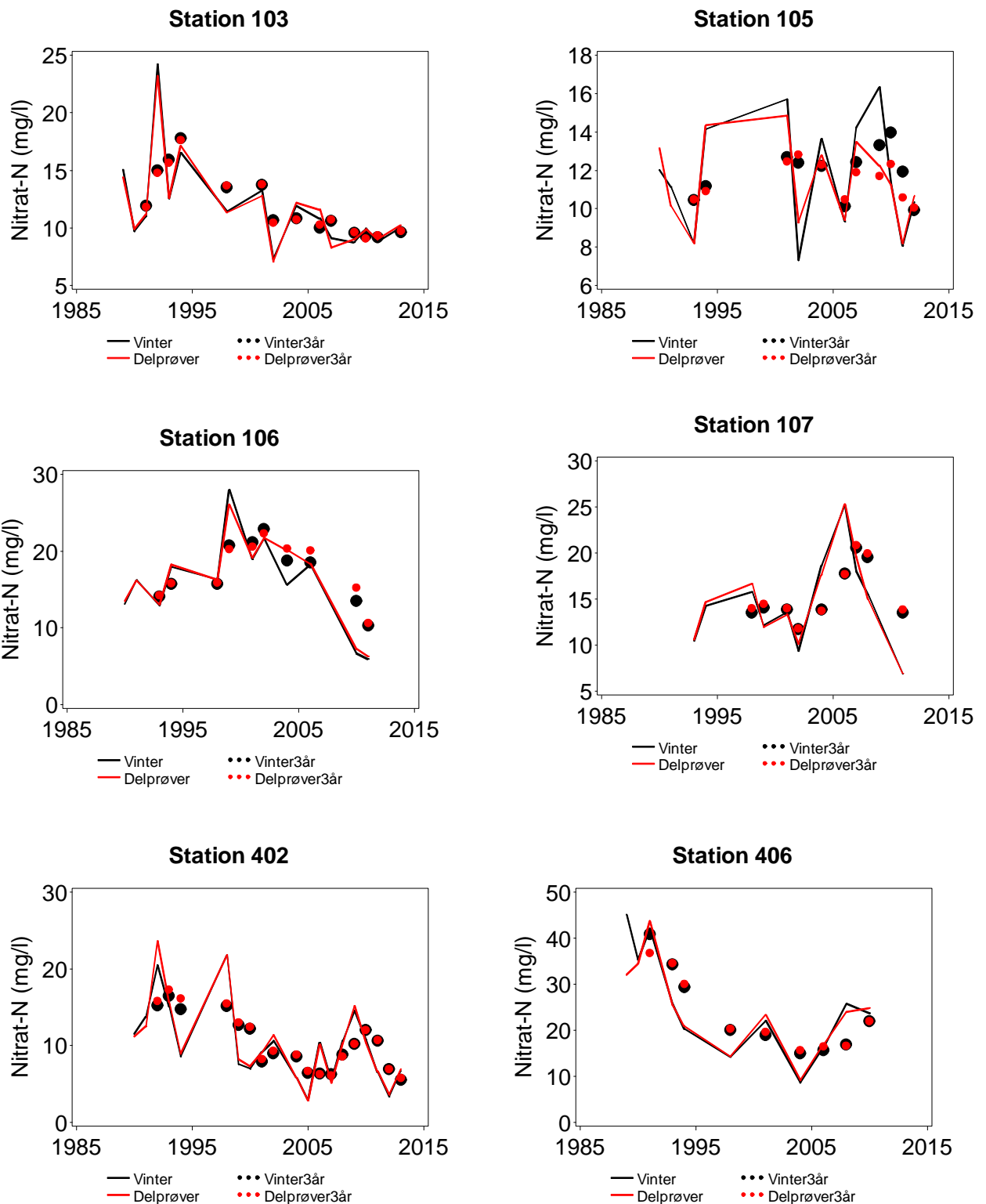
6.6.3 Prøvetagningsstrategi ved længere tidsserier

Analyseresultaterne af de undersøgte drænstationer viser, at der kan være betydelige variationer i N-koncentrationer i de enkelte dræn indenfor og især mellem måleår, og at der samtidig er behov for målinger over en længere tidslig periode for at sikre, at koncentrationerne repræsenterer klimavariationen. Hvor udtagning af få prøver (fx tre årlige prøver i november, januar og marts) generelt viser en større afvigelse på det årlige estimat sammenholdt med en hyppigere prøvetagningsfrekvens, kan færre målinger over en længere årerække dog give en indikation af år til år variationen.

Der kunne eksempelvis være tale om at lave et gennemsnit over tre, fem eller syv år, fx baseret på tre årlige målinger i afstrømningsperioden. Et sådant gennemsnit (glidende gennemsnit) for 3 år er vist for TN og nitrat-N (Figur 24 og 25). Et glidende gennemsnit giver den fordel, at man får et mål for udledningen, hvor år til år variationen udjævnes og evt. også, hvor årene repræsenterer en større del af sædskiftet. Som det fremgår af resultaterne er der en nogenlunde god overensstemmelse for de optrukne linjer for et glidende treårigt gennemsnit med henholdsvis tre og uge punktprøver. Dog er der for nogle år en stor afvigelse i det glidende gennemsnit. Det glidende gennemsnit udjævner de voldsomme år-til-år svingninger.



Figur 24. Middelkoncentration af totalt kvælstof (TN) i drænvand for enkeltår (optrukne streger) og tre års glidende gennemsnit af samme (punkter). Både for middelkoncentrationer baseret på alle målinger (sort) og på 3 målinger (rød) i november, januar og marts. Bemærk at afstrømningsår, hvor der ikke har kunnet udtrækkes 3 prøver i november, januar og marts er udeladt af figurene.



Figur 25. Middelkoncentration af nitrat-N for enkeltår (optrukne streger) og fem års glidende gennemsnit af samme (punkter). Både for middelkoncentrationer baseret på alle målinger (sort) og på 3 målinger (rød) i november, januar og marts. Bemærk at afstrømningsår, hvor der ikke har kunnet udtrækkes 3 prøver i november, januar og marts er udeladt af figurene.

7 KONCEPT FOR EMISSIONSBASERET REGULERING BASERET PÅ DRÆNMÅLINGER

Måling af vandføring ($Q_{dræn}$) samt kvælstofkoncentration ($C_{dræn}$) i dræn anvendes til beregning af kvælstoftransporten via dræn ($N_{dræn}$). Skal målinger af kvælstoftransporten i dræn indgå i en emissionsbaseret regulering, er det ikke tilstrækkeligt at kunne redegøre for den del af kvælstofudvaskningen fra en mark, der strømmer af via drænene. Det er nødvendigt også at have kendskab til opdelingen mellem det, der strømmer direkte i dræn ($N_{dræn}$) versus det, der strømmer forbi drænene via grundvandet (N_{gw}), samt hvor stor omsætningen er af sidstnævnte (N_{red_gw}). Den samlede kvælstofudledning fra marken til vandløbskanten beregnes således som summen af disse tab (ligning 7.1).

$$Samlet N_udledning = \sum_{i=1}^n Q_{dræn} \times C_{dræn} + Q_{gw} \times C_{gw} \times N_{red_gw}$$

Som det fremgår af ligning 7.1 er det udover vandføring ($Q_{dræn}$) og kvælstofkoncentration ($C_{dræn}$) i dræn også nødvendigt at kende afstrømning (Q_{gw}) og kvælstofkoncentration (C_{gw}), der udvaskes via grundvandet, samt kvælstofretentionen i grundvand (N_{red_gw}). I det følgende beskrives, hvordan disse komponenter kan bestemmes.

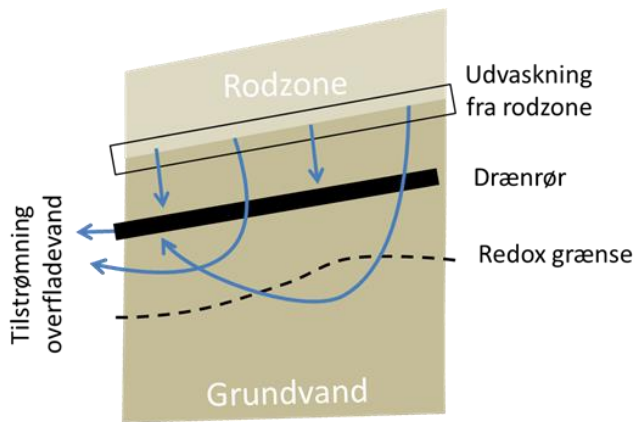
7.1 Kvælstoftransport og kvælstofretention i grundvand

Kvælstof der vaskes ud af rodzonen, primært i form af nitrat, transporteres gennem grundvandet og overfladevandet dvs. vandløb, vådområder og søer, inden det ender i fjordene og havet. Undervejs kan kvælstoffet blive tilbageholdt i sedimentet eller nedbrydes, hvilket sker, når der ikke er ilt tilstede. Ofte benævnes de to processer samlet for kvælstofretention.

Den største omsætning af kvælstof sker i grundvandet mellem rodzonen og overfladevandssystemet. Grundvandssystemet kan overordnet opdeles i en øvre iltholdig (aerobe) og en dybere iltfattig (anaerobe) del og overgangen mellem de zoner benævnes redoxgrænsen. I den øvre del vil der kun ske en begrænset omsætning, mens størstedelen af det kvælstof, der transporteres under redoxgrænsen bliver omsat. I forhold til de to typer af drænbidrag beskrevet tidligere (i) lokalt dannet drænvand og (ii) drænvand påvirket af grundvand fra et større hydrologisk grundvandsopland, så vil det lokalt genererede drænvand kun strømme i den øvre del af undergrunden, og der vil være en begrænset omsætning af kvælstof, mens der potentielt kan være sket en stor omsætning (retention) i den anden type, hvis grundvandet under transporten har passeret redoxgrænsen.

I den seneste nationale kortlægning af kvælstofretentionen (Højberg et al., 2016) er denne opgjort separat for henholdsvis grundvand og overfladevand. I opgørelsen er reduktionen af kvælstof i grundvandet bestemt som den procentuelle fjernelse af kvælstof fra det udvaskes fra rodzonen til det når overfladevandssystemet (Figur 26), mens retentionen i overfladevandet er opgjort som den procentuelle fjernelse af kvælstof fra det strømmer til overfladevandet og til det når kysten.

Med denne definition af hhv. grundvands- og overfladevandsretention opnås en opdeling, hvor retentionen i de to medier tilsammen udgør den samlede kvælstofretention indenfor et opland. Det betyder imidlertid samtidigt, at reduktionen i grundvand ikke indeholder en opgørelse af, hvor stor N-reduktionen er i den del, der ikke ender direkte i drænene, men bliver transporteret via grundvandet og enten strømmer direkte til overfladevandssystemet, eller strømmer op i dræn i nedstrøms områder.



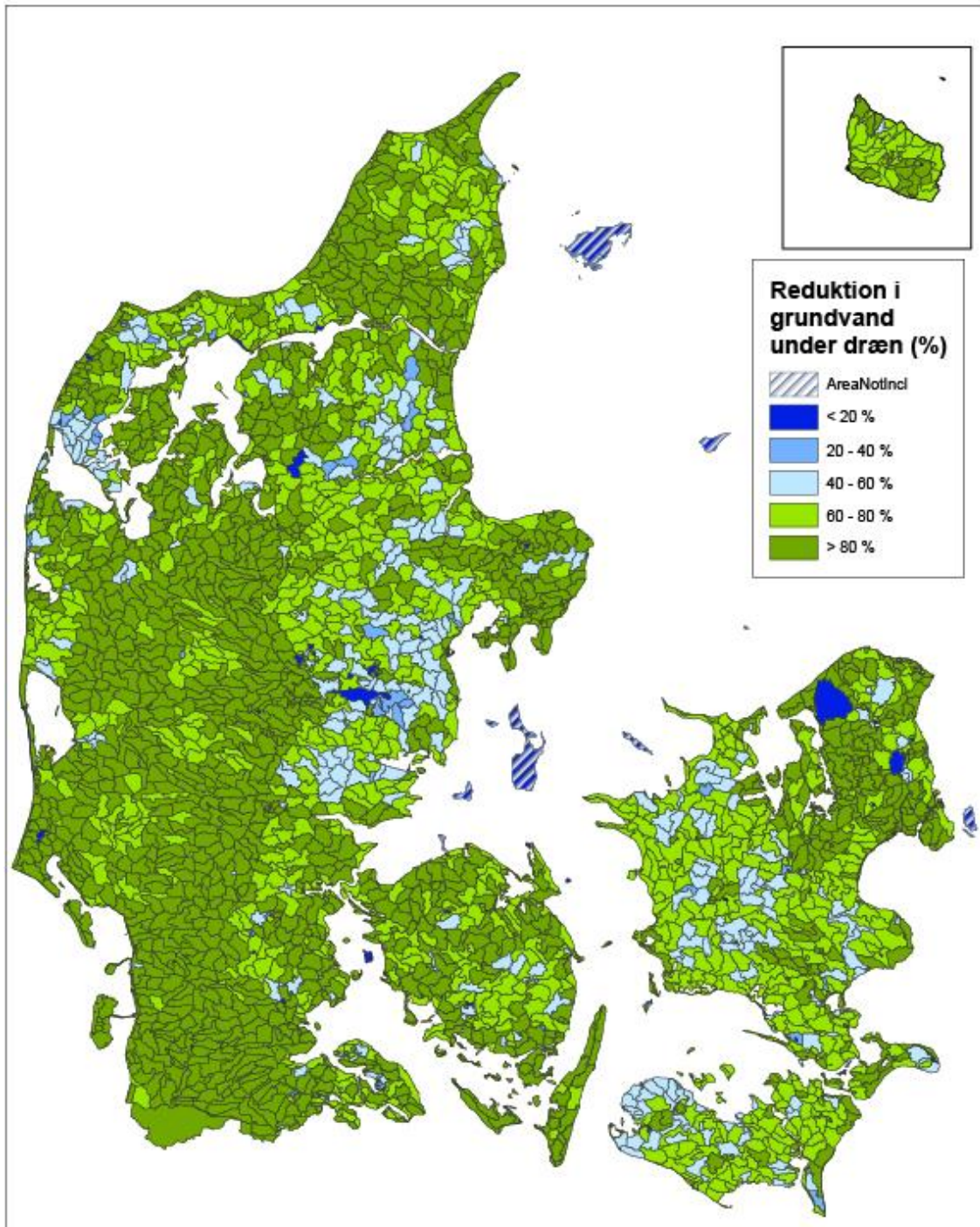
Figur 26. Principskitse for kvælstofudvaskning via rodzonen direkte til dræn eller via grundvand hhv. over eller under redoxgrænsen. Når vandet har passeret redoxgrænsen vil der ske en reduktion af kvælstof, der opgøres som kvælstofretentionen i grundvand.

I nærværende projekt er der følgelig lavet en underopdeling af grundvandsretentionen bestemt af Højberg et al. (2015). Denne opdeling er baseret på beregningerne og samme modelværktøj, som anvendt i Højberg et al. (2015) og således konsistent med det nationale retentionskort. I det nationale retentionskort er beregningen af grundvandsretentionen bestemt med den nationale kvælstofmodel, hvor der anvendes partikelbanesimuleringer til at beskrive transporten af kvælstof i undergrunden. Partiklerne placeres i den øverste del af modellen, repræsenterende udvaskningen af kvælstof under rodzonen, og transporteres via grundvandssystem til overfladevandet eller direkte til havet via diffus udstrømning. Under transport i undergrunden registreres det, om partiklerne når under redoxgrænsen, i hvilket tilfælde kvælstof antages at blive nedbrudt, og på basis af forholdet mellem partikler der reduceres/ikke reduceres beregnes den samlede grundvandsretention.

For at opnå et estimat af reduktionen for den del af kvælstoffet, der strømmer forbi dræne, er der behov for en udvidelse af beregningerne anvendt i det nationale retentionskort. Foruden en registrering af, hvorvidt partiklerne når under redoxgrænsen, er der også behov for at lave en opdeling i: 1) partikler der ender direkte i dræne og 2) partikler der strømmer videre via grundvandet og ender op enten direkte i overfladevandssystemet, eller som på grund af opadrettede grundvandsstrømninger, bliver fanget af dræn længere væk. I praksis er opdelingen mellem partikler, der ender direkte i dræn versus partikler, der strømmer videre med grundvandet, foretaget på basis af partiklernes horisontale transportvej. Partikler, der ender op i dræn, men som er transporteret mere end 100 m horisontalt fra deres startplacering, antages at være transporteret med grundvandet før de fanges af dræn, dvs. de antages ikke at blive transporteret direkte til dræne. Partikler med mindre horisontal transport antages omvendt at ende direkte i dræne. De 100 m er valgt som en repræsentativ markstørrelse, så der skelnes mellem om partiklerne transporteres til dræn indenfor samme mark eller transporteres videre og eventuelt fanges i dræn tilhørende andre marker.

På basis af ovenstående beregninger er der udviklet et retentionskort (Figur 27), der viser reduktionen af det kvælstof, der transporteres forbi dræne og via grundvandssystemet, dvs. retentionen i grundvandet under dræn. Det skal pointeres, at retentionen i henholdsvis overflade- og grundvandssystemet ikke er uafhængige, idet retentionen er bestemt ud fra en estimeret rodzoneudvaskning og målte stoftransporter i vandløbene. Er retentionen i overfladevandssystemet således overestimeret, betyder det, at grundvandsretentionen (og dermed reduktionen under dræn) modsat er underestimeret, så den samlede retention stemmer med udvaskning og målinger. Som diskuteret i Højberg et al. (2016) er der en speciel udfordring i estimering af overfladevandsretentionen i oplande med søer i kæde, hvor kvælstofsammensætningen ned

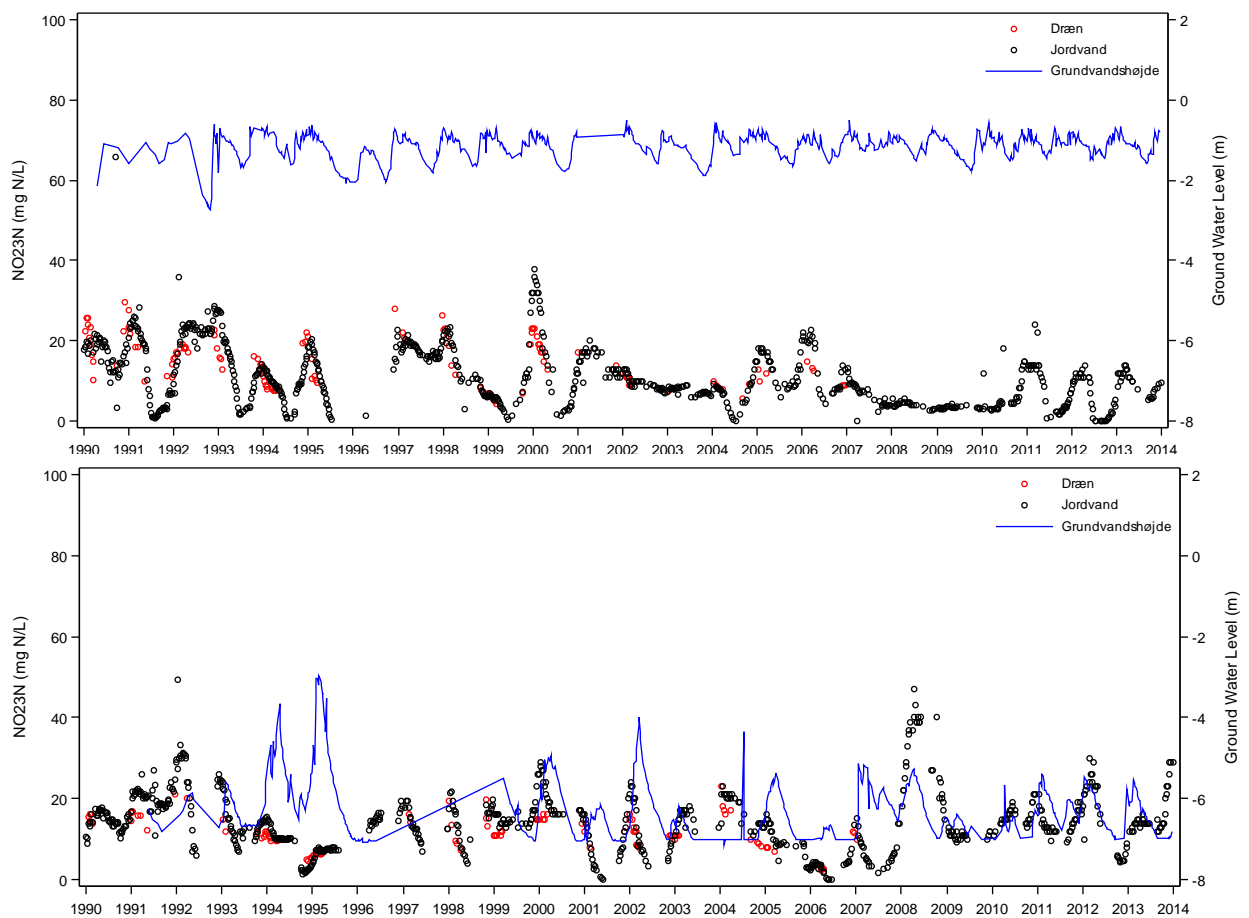
gennem sø-systemet kan skifte karakter, hvilket kan have betydning for kvælstofomsætningen. Dette kan betyde, at overfladevandsretentionen i det nationale retentionskort er overestimeret i oplande med søer i kæder og at grundvandsretentionen som effekt heraf vil være underestimeret for disse oplande.



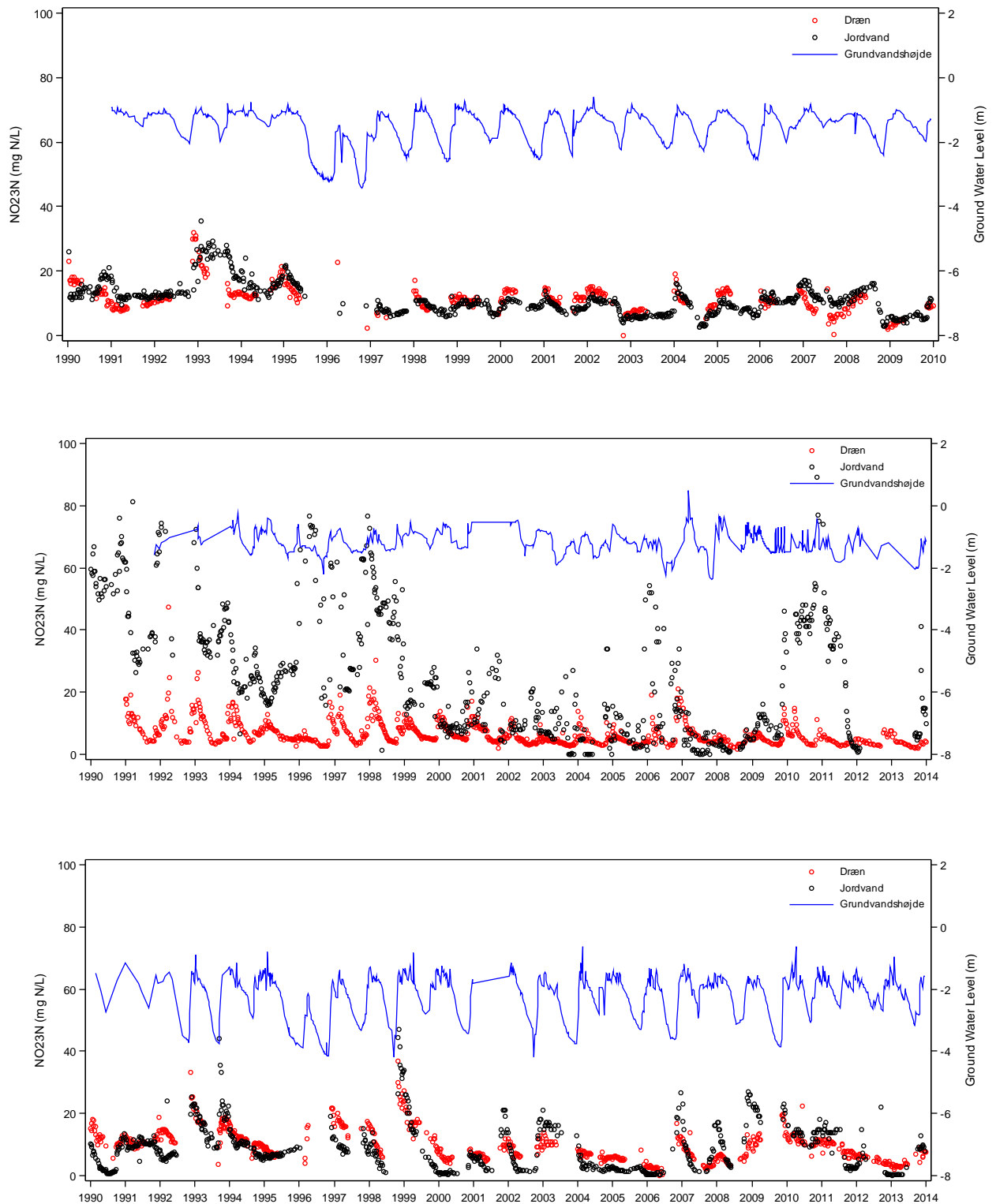
Figur 27. Reduktionen af det kvælstof, der transporteres forbi drænene og via grundvandssystemet, %.

7.2 Kvælstofkoncentration målt i jordvand og drænvand

Afgørende for en simpel beregning af kvælstoftransporten via grundvand er om kvælstofkoncentrationen målt i drænvand kan antages at være identisk med kvælstofkoncentrationen, der nedsiver til grundvand. Dette er undersøgt på baggrund af data fra landovervågningen (LOOP1 (station 103, 105, 106), og LOOP4 (station 401, 402, 404, 405, 406) ved at sammenholde nitrat-N koncentrationer målt i jordvand og drænvand. Beskrivelse af prøvetagning for jordvand fremgår af Grant (2011), mens beskrivelse af prøvetagning for drænvand fremgår af Grant (2012). Nitrat-N koncentrationen bestemmes i jordvand opsamlet med 10 sugeceller, der dækker et areal på ca. 100 m². I LOOP 1 og 2 er sugeceller placeret omkring 100 cm under terræn, og i LOOP 4 er de placeret 120 cm under terræn. Sugecellerne opsamler det mest mobile jordvand i jordmatrix (Webster et al., 1993). Drænvandsprøver udtages manuelt som punktprøver en gang pr. uge i afstrømningsperioden. Da udtagning af jordvand og drænvand ikke altid er gennemført på samme dato, er hver måling henført til en uge og i de uger, hvor der både er målinger af jordvand og drænvand er disse sammenlignet. Herefter er der for hver station beregnet et gennemsnit for hvert hydrologiske år. Det hydrologiske år går i analysen fra 1. juni til 31. maj. Da tidsserien omfatter år med meget lave årsafstrømninger er år med mindre end 5 målinger i de to medier taget ud af sammenligningen. Der er gennemført en t-test af, om der er signifikant forskel på den gennemsnitlige årskoncentrationen af nitrat-N i de to medier opgjort for hele måleperioden. Målinger af nitrat-N koncentrationer i jordvand og drænvand ses for LOOP4 (station 404 og 405) i Figur 28, og for LOO1 (station 103), LOOP2 (station 203), og LOOP4 (station 402) i Figur 29.



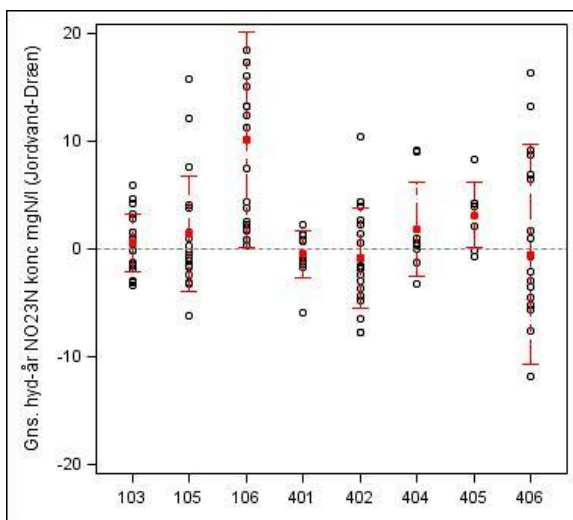
Figur 28. Målt nitrat-N koncentration i jordvand og drænvand samt grundvandsstand for station 404 (øverst) og 405 (nederst) i LOOP 4, Lillebæk på Sydfyn. Drænmålinger er kun gennemført for perioden 1990-2007.



Figur 29. Målt nitrat-N koncentration i jordvand og drænvand samt grundvandsstand for station 103 i LOOP 1, Højvands Rende på Lolland (øverst), station 203, drænet lavbundsareal på 33 ha i LOOP 2, Odderbæk i Himmerland (midt) og station 402 i LOOP 4, Lillebæk på Sydfyn (nederst).

Det fremgår af målingerne for stationerne på højbund (station 103 og 402), at den målte nitrat-N koncentration i jord- og drænvand er i samme størrelsesorden med periodiske variationer (Figur 29). Forskellen kan skyldes, at variation i afgrødevækst, jordstruktur og hydrauliske egenskaber indenfor et det forholdsvis lille areal på ca. 100 m² med sugeceller ikke repræsenterer den tilsvarende variation, der forekommer på hele den drænedede mark. De drænedede marker har et langt større areal, der for de to stationer udgør henholdsvis 5,5 og 4,5 ha. Det ses af koncentrationsprofilerne, at der kan forekomme en tidsforsinkelse i den målte nitrat-N koncentration i jord- og drænvand.

Forskellen i de målte årskoncentrationer af nitrat-N mellem jordvand og drænvand for hver af de otte drænstationer på højbund fremgår af Figur 30. Desuden vises forskellen som gennemsnit over måleperioden. Den gennemsnitlige forskel for måleperioden er lav (<1 mg N l⁻¹) for fire stationer, dog med store forskelle i nogle år (Tabel 13). To stationer viser en gennemsnitlige forskel mellem 1 og 2 mg N l⁻¹, og for to stationer er der en forholdsvis stor forskel på 3,6 og 10,1 mg N l⁻¹. For 6 af de 8 stationer er der ikke signifikant forskel på den gennemsnitlige nitrat-N koncentration i jord- og drænvand, mens der på to stationer er signifikante forskelle (Tabel 13). For det målte drænvand udgør nitrat 90-95 % af total N koncentration og i jordvand udgør nitrat 93-98 % af total N koncentration (Blicher-Mathiesen et al., 2015).



Figur 30. Forskel på nitrat-N koncentration i jordvand og drænvand. Hver observation (O) repræsenterer et årgennemsnit for et hydrologisk år og gennemsnit for alle år i måleperioden (●) og s.d. for de målte år er vist med rød errobar.

For en forholdsvis lang måleperiode på 7- 20 år er der ikke signifikant forskel på nitratkoncentrationen på seks ud af otte lokaliteter på højbund. Drænvandets nitratkoncentration vil derfor kunne angive et tilnærmet estimat for rodzonekoncentrationen om end analysen ovenfor viser, at der kan forekomme stor år til år variationer mellem nitratkoncentrationen i henholdsvis jord og drænvand. Desuden skal der tages det forbehold at jordvandets nitratkoncentration dækker et forholdsvis lille areal på 100 m², mens drænvandet repræsenterer et noget større markareal på 1,0 – 5,5 ha.

Tablet 13. Årsgennemsnit og forskel i nitrat-N koncentration i jordvand og drænvand for marker med både jordvand- og drænstation. Data er middelværdier opgjort for perioden 1989/90-2009/10, dog perioden 1989/90-2006/07 for st401, 404 og 405. Kun år med mere end 5 målinger i begge vandmedier indgår i gennemsnittet.

Station	Antal år	Jordvand	Drænvand	Forskel	s.d.	signifikans	
		Nitrat koncentration (mg N l ⁻¹)				p	
103	19	12,2	11,6	0,56	2,70	0,38	n.s.
105	19	15,3	13,9	1,41	5,40	0,27	n.s.
106	20	28,5	18,3	10,1	9,99	<0,01	***
401	11	11,2	11,7	0,46	2,22	0,51	n.s.
402	20	10,2	11,0	-0,79	4,63	0,45	n.s.
404	9	17,2	15,4	1,78	4,37	0,26	n.s.
405	7	14,8	11,6	3,16	3,04	0,03	*
406	18	23,6	24,1	-0,50	10,3	0,84	n.s.

7.3 Beregning af den samlede kvælstofudledning på basis af drænmålinger

For at kunne beregne den samlede kvælstofudledning fra marken kan kvælstoftransporten til grundvand bestemmes på baggrund af målinger i dræn, hvor det antages, at kvælstofkoncentrationen målt i drænvand er repræsentativ, eller et øvre estimat, for kvælstofkoncentrationen i det vand der strømmer forbi dræn til grundvand. Samtidig kan nedsivningen til grundvand (Q_{gw}) bestemmes på baggrund af den målte drænafløbstrømning ($Q_{dræn}$) og den beregnede rodzoneperkolations (RZ) (ligning 7.2):

$$Q_{gw} = RZ - Q_{dræn} \quad \text{Ligning 7.2}$$

Den samlede kvælstofudledning fra marken til vandløbskanten kan nu beregnes på baggrund af kendskabet til vandføringen i dræn ($Q_{dræn}$), kvælstofkoncentrationen i dræn ($C_{dræn}$), rodzoneperkolations (RZ) og kvælstofretentionen i grundvand (N_{red_gw}) på baggrund af ligning 7.3:

$$\text{Samlet } N_{udledning} = \sum_{i=1}^n Q_{dræn} \times C_{dræn} + (RZ - Q_{dræn}) \times C_{dræn} \times N_{red_gw}$$

På baggrund af drænmålinger, der muliggør årlige beregninger af kvælstoftransporten via dræn, vil det således være muligt at beregne den samlede årlige kvælstofudledning fra marken på baggrund af en estimeret rodzoneperkolations samt værdier for grundvandsretention for det aktuelle vandopland. Korrigeres den samlede kvælstofudledning til vandløbskanten for kvælstofretentionen i overfladevandet kan kvælstofudledningen til kysten derefter beregnes.

8 SAMMENFATNING

Nærværende rapport beskriver forudsætningerne for at anvende drænmålinger i forbindelse med en emissionsbaseret kvælstofregulering. Konkret beskriver rapporten, (i) hvor drænmålinger kan anvendes, (ii) hvordan drænmålinger skal udføres, så de er repræsentative for den årlige kvælstoftransport via dræn, og (iii) hvordan drænmålinger kan anvendes til at opgøre den samlede kvælstofudledning fra marken til vandløbskanten.

En forudsætning for at kunne anvende drænmålinger i forbindelse med en eventuel emissionsbaseret kvælstofregulering er, at det drænede markareal (drænoplandet) kan afgrænses, og at drænvandet er repræsentativt for det vand, der afstrømmer fra den aktuelle mark. I rapporten beskrives et operationelt koncept, der anvender en kombination af Topographical Wetness index (TWI) samt jordens lerindhold i 1-2 m som grundlag for afgrænsning af arealer, hvor drænvandets sammensætning repræsenterer lokalt dannet drænvand, og hvor det hydrologiske opland, der føder drænet, således antages at følge det direkte topografiske drænopland. Analysen viser, at arealer der opfylder dette kriterie udgør 37 % af det samlede landareal. For arealer, der overholder de opstillede kriterier, vil drænmålinger være repræsentative for forholdene på marken, mens drænmålinger på øvrige arealer kan være påvirket af grundvand fra et større hydrologisk opland.

For arealer, hvor drænmålinger er repræsentative for de lokale forhold, er forudsætningen for en emissionsbaseret kvælstofregulering på basis af drænmålinger at såvel mængden af vand, der strømmer via dræn, samt kvælstofkoncentrationen i drænvandet kendes. I rapporten beskrives forskellige metoder til at måle afstrømningen via dræn, og samtidig beskrives muligheder for at beregne drænafstrømningen ved anvendelse af modeller eller mere simple estimater. Modellerne kan give estimater for omfanget af drænafstrømning, men grundet, især rumlige geologiske variationer i markerne, kan der dog være en betydelig usikkerhed ved prædiktion på markskala. Som alternativ til modelestimater kan drænvandføringen måles, men måling af vandføring i dræn med godkendte metoder er dog en relativ dyr metode i forhold til såvel installation som løbende drift. Foruden mængden af vand, der afstrømmer via dræn, er det også en forudsætning at målte drænvandskoncentrationer er repræsentative for den årlige vandføringsvægtede kvælstofkoncentration i dræn. I rapporten beskrives forudsætningerne for at erstatte automatisk kontinuert prøvetagning med en prøvetagning baseret på færre manuelle punktprøver. Rapportens resultater viser, at en prøvetagningsstrategi med 8-9 årlige prøvetagninger giver den laveste afvigelse på de vandføringsvægtede total-N koncentrationer samt den årlige målte kvælstoftransport via dræn. Resultaterne viser dog også, at variationsbredden på de punktprøve-estimerede kvælstofkoncentrationer og årlige kvælstoftransporter kan være meget betydelig, og der vil således være risiko for såvel en over- som underestimering af den årlige kvælstoftransport fra marken. I forbindelse med drænvandsmålinger er det nødvendigt at sikre, at data også repræsenterer den klimatiske variation. I rapporten beskrives den klimatiske variation med udgangspunkt i variationer i lange tidsserier i nedbørsmålinger, som er korreleret med drænafstrømningen. Endvidere beskrives en prøvetagningsstrategi, der omfatter en længere tidsserie baseret på færre antal punktprøver pr. år, hvor der kan være betydelige afvigelse på de enkelte måleår, men hvor målingerne kan anvendes som udtryk for år til år variationer og tendenser.

Slutteligt beskrives i rapporten, hvordan drænvandsmålinger kan indgå i forbindelse med opgørelse af den samlede kvælstofudledning fra marken til vandløbskanten. En sådan opgørelse forudsætter kendskab til andelen af kvælstof, der transporteres via dræn, og andelen af kvælstof, der transporteres via grundvand, hvor der samtidig skal korrigeres for den naturlige kvælstofreduktion, der kan forekomme under grundvandstransporten.

REFERENCER

- Allred, B.J., Fausey, N.R., Peters Jr., L., Chen, C., Daniels, J.J., and Youn, H., 2004, Detection of buried agricultural drainage pipe with geophysical methods: *Applied Engineering in Agriculture*, 20, 307–318.
- Aslyng 1976
- Beven, K. J., Kirkby, M. J.: A physically based, variable contributing area model of basin hydrology, *Hydrological Sciences Bulletin*, 24, 43–69, 1979.
- Blicher-Mathiesen, G., Rasmussen, A., Rolighed, J., Andersen, H.E., Jensen, P.G., Wienke, J., Hansen, B. & Thorling, L. 2015. Landovervågningsoplande 2014. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 162 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 164 <http://dce2.au.dk/pub/SR164.pdf>
- Blicher-Mathiesen, G., Mejlhede, P., Pedersen, L.E., Grant, R. & Olsen, B.Ø. 2010: Oplandsmodellering af vand og kvælstof i umættet zone for oplandet til Oddebæk. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 90 s. –Faglig rapport fra DMU nr. 740. <http://www.dmu.dk/Pub/FR740.pdf>
- Bostock, M.A. & Rieley, J.O., 1976. A simple device for measuring soil percolate flow rates from tile drains. *Plant and Soil*, 44(1), pp.257–259. Available at: <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-51649184419&partnerID=tZOtx3y1> [Accessed October 7, 2015].
- Breuning-Madsen, H. (2010). Drænrørets indførelse og betydning i et landbrugs- og miljømæssigt perspektiv. Det fremmede som historisk drivkraft: Danmark efter 1742. København, Det Kongelige Danske Videnskabernes Selskab: 158-165.
- Casey, T.J., 2004. Open Channel Flow Measurement Structures. In *Water and wastewater engineering hydraulics*. Aquavarra Research Limited, pp. 95–104. Available at: <http://www.aquavarra.ie/Hydbkpdf/chap8.pdf>
- Delsman, J.R. et al., 2014. Investigating summer flow paths in a Dutch agricultural field using high frequency direct measurements. *Journal of Hydrology*, 519, pp.3069–3085. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169414008531> [Accessed October 7, 2015].
- Eastman, M. et al., 2010. Comparative evaluation of phosphorus losses from subsurface and naturally drained agricultural fields in the Pike River watershed of Quebec, Canada. *Agricultural Water Management*, 97(5), pp.596–604. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378377409003400> [Accessed October 7, 2015].
- Enamorado, S.M. et al., 2007. Development of a recording water flow meter using ultrasonic measurement of water levels in a slotted U-pipe. *Agricultural Water Management*, 88(1-3), pp.263–268. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378377406002563> [Accessed October 6, 2015].
- Fraga, I. et al., 2015. Nonintrusive Method to Compute Water Discharge in Pipes with a Low Depth-to-Diameter Ratio Using Ultrasonic Doppler Velocimetry. *Journal of Hydraulic Engineering*, 141(3), p.06014024. Available at: <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-84923170063&partnerID=tZOtx3y1> [Accessed October 7, 2015].

Grant, R. (2011). Teknisk anvisning for prøvetagning af jordvand i landovervågningsoplandene. Teknisk Anvisning L01. 20 sider. http://bios.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/Stofudvaskning/2013/13-06-10_TA-Jordvand.pdf

Grant, R. (2012). Prøvetagning af drænvand i landovervågningen: Punktprøver. Teknisk Anvisning L02. 9 sider. http://bios.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/Stofudvaskning/L02/TA_L02_Draenvand.pdf

Henine, H. et al., 2010. Effect of pipe pressurization on the discharge of a tile drainage system. Vadose Zone Journal, 9(1), pp.36–42. Available at: <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-77349118498&partnerID=40&md5=82d94f81fdb01f32f8f67851924df749>.

Hernandez-Ramirez, G. et al., 2011. Nitrate, Phosphate, and Ammonium Loads at Subsurface Drains: Agroecosystems and Nitrogen Management. Journal of Environment Quality, 40(4), p.1229. Available at: <https://www.agronomy.org/publications/jeq/abstracts/40/4/1229>.

Højberg et al. (2015)

Iversen, B.V., Petersen, R.J., Christensen, S., Rasmussen, K.R., Kjærgaard, C. Modelling tile drainage discharge using a linear reservoir model. ASA, CSSA, & SSA Internation Annual Meeting, Nov. 2-5, 2015, Long Beach, CA

Jakobsen, J. M. (1946). Vejledning i dræning, Det Kgl. Danske Husholdningsselskab.

Jamieson, A., Madramootoo, C.A. & Enright, P., 2003. Phosphorus losses in surface and subsurface runoff from a snowmelt event on an agricultural field in Quebec. Canadian Biosystems Engineering, 45, pp.1.01–1.07. Available at: <Go to ISI>://CABI:20043006045\n<Go to ISI>://BCI:BCI200500111108.

Kronvang, B, Kristiansen, SM, Schelde, K., Børgesen, CD 2013, 'Udredningsprojekt vedrørende dræns betydning for afvanding - og de naturlige og menneskeskabte faktorer som influerer på dræns virke som vandafleder fra marker', 47 s., Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.

Mathé V., F. Lévêque 2003. High resolution magnetic survey for soil monitoring: Detection of drainage and soil tillage effects. Earth and Planetary Science Letter 212:241-251.

Naz, B.S., Ale S., Bowling, L.C. 2009. Detecting subsurface drainage systems and estimating drain spacing in intensively managed agricultural landscapes. Agricultural Water Management 96:627-637.

Olesen E., 1991.

Petersen, R.J. og Iversen, B.V. 2016. Måling af vandføring i dræn, iDRÆN-notat. Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet

Tan, C.S. & Zhang, T.Q., 2010. Phosphorus transport through surface runoff and sub-surface drainage from regular free drainage and controlled drainage with sub-irrigation systems in corn and soybean production. , (August), pp.158–160.

Tetzlaff, B., Kuhr, P., Wendland, F. 2009. A new method for creating maps of artificially drained areas in large river basins based on aerial photographs and geodata. Irrigation and Drainage 58:569-585.

Toshiba, 2009. Toshiba LF502 manual. Electromagnetic Flowmeter for Partially Filled Pipes. Available at: http://www.toshiba.co.jp/sis/en/seigyo/find/pdf/LF502_EJL-064C.pdf.

Webster, C.P., Sherpherd, M.A., Goulding, K.W.T., Lord, E. 1993. Comparison of methods for measuring the leaching of mineral nitrogen from arable land. *J. Soil Sci.* 44, 43-62.

Williams, M.R., King, K.W. & Fausey, N.R., 2015. Contribution of tile drains to basin discharge and nitrogen export in a headwater agricultural watershed. *Agricultural Water Management*, 158, pp.42–50. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378377415001341> [Accessed October 7, 2015].

BILAG 1. DRÆNVANDSSTATIONER DER INDGÅR I DRÆNAFSTRØMNINGSANALYSERNE (AFSNIT 3)

Tabel 1. Oversigt over drænvandsstationer anvendt i analysen

Stationsnavn	Oplandsstørrelse (ha)	Måleperiode
Slæggerup	2,2	2002-2004
Estrup	1,8	2002-2010
Fårdrup	2,3	2002-2010
Silstrup (VAP)	1,7	2002-2010
Prisbro	11,3	1993-1995
Farre	5,4	1993-1995
Lille Egesgård	8,3	1977-1980
Aversi Østergård	5,5	1977-1980
Stølsgård	5,8	1977-1980
LOOP 1 (st. 3)	5,5	1990-2009
LOOP 1 (st. 5)	2,6	1990-2009
LOOP 1 (st. 6)	2,2	1990-2008
LOOP 1 (st. 7)	8,3	1994-2009
LOOP 4 (st. 1)	1,0	1990-1999
LOOP 4 (st. 2)	4,5	1990-2009
LOOP 4 (st. 4)	1,1	1990-1999
LOOP 4 (st. 5)	2,8	1990-1999
LOOP 4 (st. 6)	2,0	1990-2009
Åbenrå	4,2	1974-1994
Sdr. Stenderup	1,8	1973-1990
Agervig	3,5	1978-1991
Borup-Næstved	4,0	1971-1993
Lunding	9,8	1971-1994
Silstrup	3,3	1971-1994
Herlufsmagle	15,4	1971-1978
Rud Vedby 1	9,4	1971-1978
Rud Vedby 2	5,0	1971-1978
Fjelstrup 1	6,7	1971-1978
Fjelstrup 2	3,3	1971-1978
Fjelstrup 3	4,4	1971-1978
Daugaard	14,7	1971-1978
Ørum	10,3	1971-1978
Odder 1	12,2	1971-1978
Odder 2	23,8	1971-1978
Sahl	13,4	1971-1978

BILAG 2. DATA FRA LANDOVERVÅGNINGEN**Tabel 3.** Middelkoncentration af nitrat i drænvand ved ugeprøver og ved mindre prøvetagningshyppighed på 3, 5 og 10 prøver pr. afstrømningsår samt afvigelse både absolut og i procent.

Station	Hydr. år	Ugeprøver	Mindre prøvfrekvens	Afvigelse	Afvigelse	Antal
103	198990	15.06	14.40	-0.66	-4.4	Tre
103	199091	9.72	9.90	0.18	1.9	Tre
103	199192	11.01	11.17	0.16	1.5	Tre
103	199293	24.18	23.17	-1.01	-4.2	Tre
103	199394	12.54	12.60	0.06	0.5	Tre
103	199495	16.51	17.10	0.59	3.6	Tre
103	199899	11.43	11.33	-0.10	-0.9	Tre
103	200102	13.27	12.80	-0.47	-3.5	Tre
103	200203	7.30	7.08	-0.22	-3.0	Tre
103	200405	11.89	12.16	0.27	2.3	Tre
103	200607	10.83	11.59	0.76	7.1	Tre
103	200708	9.10	8.28	-0.82	-9.0	Tre
103	200910	8.76	9.03	0.26	3.0	Tre
103	201011	9.96	9.89	-0.07	-0.7	Tre
103	201112	8.80	9.02	0.22	2.5	Tre
103	201314	10.04	10.23	0.20	2.0	Tre
103	198990	15.06	13.96	-1.10	-7.3	Fem
103	199091	9.72	9.94	0.22	2.3	Fem
103	199192	11.01	11.12	0.12	1.0	Fem
103	199293	24.18	24.04	-0.14	-0.6	Fem
103	199394	12.54	12.66	0.12	1.0	Fem
103	199495	16.51	17.90	1.39	8.4	Fem
103	199899	11.43	11.44	0.01	0.1	Fem
103	200102	13.27	12.94	-0.33	-2.5	Fem
103	200203	7.30	7.25	-0.05	-0.6	Fem
103	200405	11.89	12.13	0.24	2.0	Fem
103	200607	10.83	11.31	0.48	4.4	Fem
103	200708	9.10	8.73	-0.37	-4.1	Fem
103	201011	9.96	10.01	0.04	0.4	Fem
103	201112	8.80	8.61	-0.19	-2.1	Fem
103	201314	10.04	10.41	0.37	3.7	Fem
103	199091	9.72	10.18	0.46	4.7	Ti
103	199192	11.01	10.96	-0.04	-0.4	Ti
103	199394	12.54	12.43	-0.11	-0.9	Ti
103	199495	16.51	15.88	-0.63	-3.8	Ti
103	199899	11.43	11.55	0.12	1.0	Ti
103	200102	13.27	13.34	0.07	0.5	Ti
103	200405	11.89	12.18	0.28	2.4	Ti
103	201011	9.96	10.17	0.21	2.1	Ti
103	201112	8.80	8.87	0.07	0.8	Ti

Table 3. Middelkoncentration af nitrat i drænvand ved ugeprøver og ved mindre prøvetagningshyppighed på 3, 5 og 10 prøver pr. afstrømningsår samt afvigelse både absolut og i procent.

Station	Hydr. år	Mindre prøvfre-		Afvigelse (mg/l)	Afvigelse (%)	Antal
		Ugeprøver (mg N/l)	kvens (mg N/l)			
103	198990	15.06	14.40	-0.66	-4.4	Tre
103	199091	9.72	9.90	0.18	1.9	Tre
103	199192	11.01	11.17	0.16	1.5	Tre
103	199293	24.18	23.17	-1.01	-4.2	Tre
103	199394	12.54	12.60	0.06	0.5	Tre
103	199495	16.51	17.10	0.59	3.6	Tre
103	199899	11.43	11.33	-0.10	-0.9	Tre
103	200102	13.27	12.80	-0.47	-3.5	Tre
103	200203	7.30	7.08	-0.22	-3.0	Tre
103	200405	11.89	12.16	0.27	2.3	Tre
103	200607	10.83	11.59	0.76	7.1	Tre
103	200708	9.10	8.28	-0.82	-9.0	Tre
103	200910	8.76	9.03	0.26	3.0	Tre
103	201011	9.96	9.89	-0.07	-0.7	Tre
103	201112	8.80	9.02	0.22	2.5	Tre
103	201314	10.04	10.23	0.20	2.0	Tre
103	198990	15.06	13.96	-1.10	-7.3	Fem
103	199091	9.72	9.94	0.22	2.3	Fem
103	199192	11.01	11.12	0.12	1.0	Fem
103	199293	24.18	24.04	-0.14	-0.6	Fem
103	199394	12.54	12.66	0.12	1.0	Fem
103	199495	16.51	17.90	1.39	8.4	Fem
103	199899	11.43	11.44	0.01	0.1	Fem
103	200102	13.27	12.94	-0.33	-2.5	Fem
103	200203	7.30	7.25	-0.05	-0.6	Fem
103	200405	11.89	12.13	0.24	2.0	Fem
103	200607	10.83	11.31	0.48	4.4	Fem
103	200708	9.10	8.73	-0.37	-4.1	Fem
103	201011	9.96	10.01	0.04	0.4	Fem
103	201112	8.80	8.61	-0.19	-2.1	Fem
103	201314	10.04	10.41	0.37	3.7	Fem
103	199091	9.72	10.18	0.46	4.7	Ti
103	199192	11.01	10.96	-0.04	-0.4	Ti
103	199394	12.54	12.43	-0.11	-0.9	Ti
103	199495	16.51	15.88	-0.63	-3.8	Ti
103	199899	11.43	11.55	0.12	1.0	Ti
103	200102	13.27	13.34	0.07	0.5	Ti
103	200405	11.89	12.18	0.28	2.4	Ti
103	201011	9.96	10.17	0.21	2.1	Ti
103	201112	8.80	8.87	0.07	0.8	Ti

Station	Hydr. år	Alle prøver (mg/l)	Delprøver (mg/l)	Afvigelse (mg/l)	Afvigelse (%)	Antal
106	199091	13.11	13.50	0.39	3.0	Tre
106	199192	16.23	16.13	-0.09	-0.6	Tre
106	199394	12.95	13.07	0.12	0.9	Tre
106	199495	17.94	18.23	0.29	1.6	Tre
106	199899	16.33	16.33	0.01	0.1	Tre
106	199900	27.97	26.03	-1.94	-6.9	Tre
106	200102	18.98	19.17	0.19	1.0	Tre
106	200203	21.68	21.70	0.02	0.1	Tre
106	200405	15.65	20.12	4.47	28.5	Tre
106	200607	18.23	18.33	0.10	0.6	Tre
106	201011	6.65	7.25	0.60	8.9	Tre
106	201112	5.98	6.33	0.35	5.8	Tre
106	199091	13.11	13.84	0.73	5.6	Fem
106	199192	16.23	16.16	-0.07	-0.4	Fem
106	199394	12.95	13.12	0.17	1.3	Fem
106	199495	17.94	18.86	0.92	5.1	Fem
106	199899	16.33	16.40	0.07	0.5	Fem
106	199900	27.97	26.68	-1.29	-4.6	Fem
106	200102	18.98	19.18	0.20	1.1	Fem
106	200203	21.68	22.04	0.36	1.6	Fem
106	200405	15.65	19.83	4.18	26.7	Fem
106	200607	18.23	17.94	-0.29	-1.6	Fem
106	201011	6.65	6.76	0.11	1.7	Fem
106	201112	5.98	6.29	0.31	5.2	Fem
106	199091	13.11	13.36	0.25	1.9	Ti
106	199394	12.95	12.91	-0.04	-0.3	Ti
106	199495	17.94	18.29	0.35	1.9	Ti
106	199899	16.33	16.04	-0.29	-1.7	Ti
106	200102	18.98	19.43	0.45	2.4	Ti
106	200203	21.68	22.06	0.38	1.7	Ti
106	201011	6.65	6.77	0.12	1.8	Ti
106	201112	5.98	6.09	0.11	1.9	Ti

Station	Hydr. år	Alle prøver (mg/l)	Delprøver (mg/l)	Afvigelse (mg/l)	Afvigelse (%)	Antal
107	199394	10.50	10.60	0.10	0.9	Tre
107	199495	14.26	14.67	0.40	2.8	Tre
107	199899	15.79	16.67	0.87	5.5	Tre
107	199900	12.16	11.97	-0.20	-1.6	Tre
107	200102	13.60	13.33	-0.26	-1.9	Tre
107	200203	9.37	10.13	0.76	8.1	Tre
107	200405	18.64	17.63	-1.00	-5.4	Tre
107	200607	25.12	25.27	0.15	0.6	Tre
107	200708	17.96	19.50	1.54	8.6	Tre
107	200809	15.51	15.00	-0.51	-3.3	Tre
107	201112	6.94	6.99	0.05	0.7	Tre
107	199394	10.50	10.94	0.44	4.2	Fem
107	199495	14.26	15.02	0.76	5.3	Fem
107	199899	15.79	15.28	-0.51	-3.3	Fem
107	199900	12.16	12.38	0.22	1.8	Fem
107	200102	13.60	13.84	0.25	1.8	Fem
107	200203	9.37	9.84	0.47	5.0	Fem
107	200405	18.64	18.28	-0.36	-1.9	Fem
107	200607	25.12	25.08	-0.04	-0.2	Fem
107	200708	17.96	18.98	1.02	5.7	Fem
107	200809	15.51	15.54	0.03	0.2	Fem
107	201112	6.94	6.95	0.01	0.1	Fem
107	199394	10.50	10.55	0.05	0.5	Ti
107	199495	14.26	13.99	-0.27	-1.9	Ti
107	199899	15.79	15.34	-0.45	-2.9	Ti
107	199900	12.16	12.16	-0.00	-0.0	Ti
107	200102	13.60	13.51	-0.08	-0.6	Ti
107	200203	9.37	9.40	0.03	0.3	Ti
107	200405	18.64	18.65	0.02	0.1	Ti
107	200607	25.12	25.15	0.03	0.1	Ti
107	201112	6.94	6.92	-0.02	-0.3	Ti

Station	Hydr. år	Alle prøver (mg/l)	Delprøver (mg/l)	Afvigelse (mg/l)	Afvigelse (%)	Antal
402	199091	11.51	11.20	-0.31	-2.7	Tre
402	199192	13.76	12.53	-1.22	-8.9	Tre
402	199293	20.45	23.57	3.12	15.2	Tre
402	199394	15.08	15.67	0.59	3.9	Tre
402	199495	8.62	9.00	0.38	4.4	Tre
402	199899	21.76	21.80	0.04	0.2	Tre
402	199900	7.60	8.20	0.60	7.9	Tre
402	200001	7.03	7.33	0.31	4.4	Tre
402	200102	9.17	9.10	-0.07	-0.7	Tre
402	200203	10.64	11.37	0.73	6.8	Tre
402	200405	5.81	5.83	0.02	0.4	Tre
402	200506	2.92	2.88	-0.04	-1.5	Tre
402	200607	10.39	10.15	-0.25	-2.4	Tre
402	200708	5.40	5.16	-0.24	-4.5	Tre
402	200809	10.68	10.36	-0.32	-3.0	Tre
402	200910	14.52	15.17	0.65	4.5	Tre
402	201011	10.78	10.37	-0.41	-3.8	Tre
402	201112	6.57	6.65	0.08	1.2	Tre
402	201213	3.38	3.63	0.25	7.5	Tre
402	201314	6.67	6.91	0.24	3.6	Tre
402	199091	11.51	11.24	-0.27	-2.4	Fem
402	199192	13.76	14.24	0.48	3.5	Fem
402	199293	20.45	22.30	1.85	9.0	Fem
402	199394	15.08	15.88	0.80	5.3	Fem
402	199495	8.62	8.85	0.23	2.7	Fem
402	199899	21.76	22.36	0.60	2.7	Fem
402	199900	7.60	7.62	0.02	0.3	Fem
402	200001	7.03	7.06	0.03	0.5	Fem
402	200102	9.17	9.30	0.13	1.5	Fem
402	200203	10.64	10.66	0.02	0.2	Fem
402	200405	5.81	5.84	0.03	0.5	Fem
402	200506	2.92	2.88	-0.04	-1.4	Fem
402	200607	10.39	10.18	-0.21	-2.1	Fem
402	200708	5.40	5.49	0.08	1.6	Fem
402	200809	10.68	10.43	-0.26	-2.4	Fem
402	200910	14.52	13.90	-0.62	-4.3	Fem
402	201011	10.78	10.84	0.06	0.6	Fem
402	201112	6.57	6.25	-0.33	-5.0	Fem
402	201213	3.38	3.71	0.33	9.8	Fem
402	201314	6.67	6.87	0.21	3.1	Fem
402	199091	11.51	11.51	-0.00	-0.0	Ti
402	199192	13.76	13.73	-0.03	-0.2	Ti
402	199293	20.45	21.13	0.68	3.3	Ti
402	199394	15.08	15.27	0.20	1.3	Ti
402	199495	8.62	8.67	0.05	0.6	Ti
402	199899	21.76	22.56	0.80	3.7	Ti
402	199900	7.60	7.74	0.14	1.8	Ti
402	200001	7.03	6.97	-0.06	-0.8	Ti
402	200102	9.17	9.15	-0.02	-0.2	Ti
402	200203	10.64	10.93	0.29	2.7	Ti
402	200405	5.81	5.77	-0.04	-0.6	Ti

Station	Hydr. år	Alle prøver (mg/l)	Delprøver (mg/l)	Afvigelse (mg/l)	Afvigelse (%)	Antal
402	200607	10.39	11.18	0.78	7.5	Ti
402	200708	5.40	5.48	0.07	1.3	Ti
402	200809	10.68	10.35	-0.34	-3.2	Ti
402	201011	10.78	10.56	-0.22	-2.1	Ti
402	201112	6.57	6.55	-0.02	-0.3	Ti
402	201213	3.38	3.39	0.02	0.5	Ti
402	201314	6.67	6.63	-0.03	-0.5	Ti

Station	Hydr. år	Alle prøver (mg/l)	Delprøver (mg/l)	Afvigelse (mg/l)	Afvigelse (%)	Antal
406	198990	45.08	32.07	-13.01	-28.9	Tre
406	199091	35.29	34.50	-0.79	-2.2	Tre
406	199192	42.00	43.67	1.67	4.0	Tre
406	199394	25.63	25.43	-0.20	-0.8	Tre
406	199495	20.30	20.92	0.61	3.0	Tre
406	199899	14.28	14.43	0.16	1.1	Tre
406	200102	22.07	23.33	1.26	5.7	Tre
406	200405	8.67	9.13	0.46	5.4	Tre
406	200607	16.21	16.80	0.59	3.6	Tre
406	200809	25.73	24.00	-1.73	-6.7	Tre
406	201011	23.73	24.87	1.14	4.8	Tre
406	198990	45.08	42.62	-2.46	-5.5	Fem
406	199091	35.29	35.50	0.21	0.6	Fem
406	199192	42.00	46.64	4.64	11.1	Fem
406	199394	25.63	26.23	0.60	2.3	Fem
406	199495	20.30	20.95	0.65	3.2	Fem
406	199899	14.28	14.48	0.20	1.4	Fem
406	200102	22.07	23.40	1.33	6.0	Fem
406	200405	8.67	9.78	1.11	12.8	Fem
406	200607	16.21	17.08	0.87	5.3	Fem
406	200809	25.73	25.98	0.25	1.0	Fem
406	201011	23.73	25.56	1.83	7.7	Fem
406	199192	42.00	39.36	-2.63	-6.3	Ti
406	199495	20.30	20.57	0.26	1.3	Ti
406	199899	14.28	14.09	-0.19	-1.3	Ti
406	200405	8.67	8.52	-0.15	-1.7	Ti
406	200607	16.21	16.36	0.14	0.9	Ti

Table 4. Middelkoncentration af total N i drænvand ved ugeprøver og mindre prøvetagningshyppighed på 3, 5 og 10 prøver samt afvigelse både absolut og i procent

Station	Hydr. år	Alle prøver (mg/l)	Delprøver (mg/l)	Afvigelse (mg/l)	Afvigelse (%)	Antal
103	198990	15.41	15.27	-0.14	-0.9	Tre
103	199091	10.84	11.20	0.36	3.4	Tre
103	199192	12.26	11.70	-0.56	-4.6	Tre
103	199293	24.13	24.17	0.04	0.1	Tre
103	199394	12.67	12.43	-0.24	-1.9	Tre
103	199495	17.01	17.50	0.49	2.9	Tre
103	199899	11.41	11.33	-0.08	-0.7	Tre
103	200102	13.68	13.23	-0.45	-3.3	Tre
103	200203	7.55	7.34	-0.21	-2.8	Tre
103	200405	12.46	12.70	0.24	1.9	Tre
103	200607	11.37	12.30	0.93	8.2	Tre
103	200708	9.87	10.12	0.24	2.5	Tre
103	200910	9.53	9.68	0.14	1.5	Tre
103	201011	10.36	10.77	0.41	3.9	Tre
103	201112	8.93	9.43	0.50	5.6	Tre
103	201314	10.10	10.50	0.40	4.0	Tre
103	198990	15.41	14.04	-1.37	-8.9	Fem
103	199091	10.84	11.36	0.52	4.8	Fem
103	199192	12.26	12.16	-0.10	-0.8	Fem
103	199293	24.13	25.16	1.03	4.3	Fem
103	199394	12.67	12.46	-0.21	-1.7	Fem
103	199495	17.01	18.04	1.03	6.0	Fem
103	199899	11.41	11.42	0.01	0.1	Fem
103	200102	13.68	13.44	-0.24	-1.8	Fem
103	200203	7.55	7.45	-0.10	-1.3	Fem
103	200405	12.46	12.52	0.06	0.5	Fem
103	200607	11.37	11.96	0.59	5.2	Fem
103	200708	9.87	9.90	0.03	0.3	Fem
103	201011	10.36	10.64	0.28	2.7	Fem
103	201112	8.93	8.78	-0.15	-1.7	Fem
103	201314	10.10	10.28	0.18	1.8	Fem
103	199091	10.84	11.21	0.37	3.5	Ti
103	199192	12.26	12.36	0.10	0.8	Ti
103	199394	12.67	12.40	-0.27	-2.1	Ti
103	199495	17.01	16.72	-0.29	-1.7	Ti
103	199899	11.41	11.45	0.04	0.3	Ti
103	200102	13.68	13.62	-0.06	-0.4	Ti
103	200405	12.46	12.70	0.24	1.9	Ti
103	201011	10.36	10.49	0.13	1.3	Ti
103	201112	8.93	8.98	0.05	0.6	Ti

Station	Hydr. år	Alle prøver (mg/l)	Delprøver (mg/l)	Afvigelse (mg/l)	Afvigelse (%)	Antal
105	199091	13.56	13.20	-0.36	-2.6	Tre
105	199192	12.26	10.57	-1.69	-13.8	Tre
105	199394	8.59	8.48	-0.10	-1.2	Tre
105	199495	14.85	14.93	0.08	0.5	Tre
105	200102	16.09	15.40	-0.69	-4.3	Tre
105	200203	7.71	9.58	1.87	24.3	Tre
105	200405	14.70	13.34	-1.35	-9.2	Tre
105	200607	10.09	9.60	-0.49	-4.9	Tre
105	200708	15.93	15.33	-0.60	-3.8	Tre
105	200910	17.85	14.04	-3.81	-21.4	Tre
105	201011	11.94	11.87	-0.08	-0.6	Tre
105	201112	8.26	8.53	0.27	3.3	Tre
105	201213	10.45	10.20	-0.25	-2.4	Tre
105	199091	13.56	13.90	0.34	2.5	Fem
105	199192	12.26	11.92	-0.34	-2.7	Fem
105	199394	8.59	8.37	-0.22	-2.6	Fem
105	199495	14.85	15.80	0.95	6.4	Fem
105	200102	16.09	15.96	-0.13	-0.8	Fem
105	200203	7.71	8.79	1.08	14.0	Fem
105	200405	14.70	13.31	-1.39	-9.5	Fem
105	200607	10.09	10.18	0.09	0.9	Fem
105	200708	15.93	16.24	0.31	2.0	Fem
105	201011	11.94	11.76	-0.18	-1.5	Fem
105	201112	8.26	8.10	-0.16	-1.9	Fem
105	201213	10.45	10.90	0.45	4.3	Fem
105	199091	13.56	13.97	0.41	3.1	Ti
105	199394	8.59	8.47	-0.12	-1.4	Ti
105	199495	14.85	15.09	0.24	1.6	Ti
105	200102	16.09	15.72	-0.37	-2.3	Ti
105	201011	11.94	11.99	0.05	0.4	Ti
105	201112	8.26	8.32	0.06	0.7	Ti
105	201213	10.45	10.54	0.09	0.9	Ti

Station	Hydr. år	Alle prøver (mg/l)	Delprøver (mg/l)	Afvigelse (mg/l)	Afvigelse (%)	Antal
106	199091	14.05	14.07	0.02	0.2	Tre
106	199192	17.35	16.93	-0.41	-2.4	Tre
106	199394	13.02	12.50	-0.52	-4.0	Tre
106	199495	18.57	18.43	-0.14	-0.7	Tre
106	199899	16.85	17.00	0.16	0.9	Tre
106	199900	28.29	26.40	-1.89	-6.7	Tre
106	200102	19.44	19.77	0.33	1.7	Tre
106	200203	22.71	22.90	0.19	0.9	Tre
106	200405	16.78	20.87	4.09	24.4	Tre
106	200607	19.18	19.10	-0.08	-0.4	Tre
106	201011	7.20	8.25	1.05	14.6	Tre
106	201112	6.13	6.80	0.67	10.9	Tre
106	199091	14.05	14.68	0.64	4.5	Fem
106	199192	17.35	17.58	0.23	1.3	Fem
106	199394	13.02	12.78	-0.24	-1.8	Fem
106	199495	18.57	19.36	0.79	4.3	Fem
106	199899	16.85	17.24	0.40	2.3	Fem
106	199900	28.29	27.02	-1.27	-4.5	Fem
106	200102	19.44	19.56	0.13	0.6	Fem
106	200203	22.71	23.02	0.31	1.4	Fem
106	200405	16.78	20.36	3.58	21.4	Fem
106	200607	19.18	18.80	-0.38	-2.0	Fem
106	201011	7.20	7.53	0.33	4.6	Fem
106	201112	6.13	6.56	0.43	7.0	Fem
106	199091	14.05	14.20	0.16	1.1	Ti
106	199394	13.02	12.87	-0.15	-1.1	Ti
106	199495	18.57	18.78	0.21	1.1	Ti
106	199899	16.85	16.58	-0.26	-1.6	Ti
106	200102	19.44	19.93	0.50	2.5	Ti
106	200203	22.71	22.87	0.16	0.7	Ti
106	201011	7.20	7.38	0.18	2.5	Ti
106	201112	6.13	6.28	0.15	2.4	Ti

Station	Hydr. år	Alle prøver (mg/l)	Delprøver (mg/l)	Afvigelse (mg/l)	Afvigelse (%)	Antal
107	199394	10.65	10.30	-0.34	-3.2	Tre
107	199495	14.76	15.07	0.31	2.1	Tre
107	199899	16.23	17.33	1.11	6.8	Tre
107	199900	12.37	12.33	-0.03	-0.3	Tre
107	200102	13.98	13.67	-0.31	-2.2	Tre
107	200203	9.63	10.39	0.76	7.9	Tre
107	200405	19.69	19.00	-0.69	-3.5	Tre
107	200607	26.34	26.20	-0.14	-0.5	Tre
107	200708	19.98	24.41	4.43	22.2	Tre
107	200809	16.24	16.73	0.49	3.0	Tre
107	201011	11.07	10.30	-0.77	-7.0	Tre
107	201112	6.96	6.93	-0.03	-0.4	Tre
107	199394	10.65	10.70	0.06	0.5	Fem
107	199495	14.76	15.38	0.62	4.2	Fem
107	199899	16.23	16.06	-0.17	-1.0	Fem
107	199900	12.37	12.72	0.35	2.8	Fem
107	200102	13.98	14.08	0.10	0.7	Fem
107	200203	9.63	10.06	0.43	4.4	Fem
107	200405	19.69	19.36	-0.33	-1.7	Fem
107	200607	26.34	26.80	0.46	1.8	Fem
107	200708	19.98	22.63	2.65	13.2	Fem
107	200809	16.24	16.68	0.44	2.7	Fem
107	201011	11.07	10.74	-0.33	-3.0	Fem
107	201112	6.96	6.88	-0.08	-1.2	Fem
107	199394	10.65	10.49	-0.16	-1.5	Ti
107	199495	14.76	14.43	-0.33	-2.2	Ti
107	199899	16.23	15.93	-0.30	-1.8	Ti
107	199900	12.37	12.52	0.15	1.2	Ti
107	200102	13.98	13.96	-0.02	-0.1	Ti
107	200203	9.63	9.71	0.08	0.8	Ti
107	200405	19.69	19.53	-0.16	-0.8	Ti
107	200607	26.34	26.31	-0.03	-0.1	Ti
107	201011	11.07	11.32	0.25	2.2	Ti
107	201112	6.96	6.96	0.00	0.0	Ti

Station	Hydr. år	Alle prøver (mg/l)	Delprøver (mg/l)	Afvigelse (mg/l)	Afvigelse (%)	Antal
402	199091	11.78	11.67	-0.12	-1.0	Tre
402	199192	14.44	14.30	-0.14	-1.0	Tre
402	199293	21.27	24.67	3.40	16.0	Tre
402	199394	15.44	16.18	0.75	4.8	Tre
402	199495	8.99	9.27	0.28	3.1	Tre
402	199899	23.22	24.43	1.22	5.2	Tre
402	199900	7.93	8.77	0.84	10.6	Tre
402	200001	7.29	7.63	0.34	4.7	Tre
402	200102	9.75	9.80	0.05	0.5	Tre
402	200203	11.03	11.77	0.74	6.7	Tre
402	200405	6.15	6.23	0.09	1.4	Tre
402	200506	3.31	2.94	-0.37	-11.1	Tre
402	200607	11.16	10.42	-0.73	-6.6	Tre
402	200708	5.56	5.19	-0.37	-6.6	Tre
402	200809	11.05	10.76	-0.29	-2.6	Tre
402	200910	15.21	16.07	0.85	5.6	Tre
402	201011	11.56	11.07	-0.49	-4.3	Tre
402	201112	6.70	6.97	0.27	4.0	Tre
402	201213	3.48	3.67	0.19	5.4	Tre
402	201314	6.71	6.63	-0.08	-1.2	Tre
402	199091	11.78	11.50	-0.28	-2.4	Fem
402	199192	14.44	15.68	1.24	8.6	Fem
402	199293	21.27	23.14	1.87	8.8	Fem
402	199394	15.44	16.23	0.79	5.1	Fem
402	199495	8.99	9.17	0.17	1.9	Fem
402	199899	23.22	24.36	1.14	4.9	Fem
402	199900	7.93	8.18	0.25	3.2	Fem
402	200001	7.29	7.48	0.19	2.6	Fem
402	200102	9.75	9.70	-0.05	-0.5	Fem
402	200203	11.03	11.16	0.13	1.2	Fem
402	200405	6.15	6.22	0.07	1.2	Fem
402	200506	3.31	3.46	0.15	4.4	Fem
402	200607	11.16	10.62	-0.53	-4.8	Fem
402	200708	5.56	5.51	-0.05	-0.8	Fem
402	200809	11.05	10.72	-0.32	-2.9	Fem
402	200910	15.21	14.64	-0.57	-3.8	Fem
402	201011	11.56	11.44	-0.12	-1.0	Fem
402	201112	6.70	6.56	-0.14	-2.1	Fem
402	201213	3.48	3.70	0.22	6.3	Fem
402	201314	6.71	6.78	0.07	1.0	Fem
402	199091	11.78	11.80	0.02	0.1	Ti
402	199192	14.44	14.55	0.11	0.8	Ti
402	199293	21.27	21.90	0.63	3.0	Ti
402	199394	15.44	15.54	0.10	0.7	Ti
402	199495	8.99	9.08	0.08	0.9	Ti

Station	Hydr. år	Alle prøver (mg/l)	Delprøver (mg/l)	Afvigelse (mg/l)	Afvigelse (%)	Antal
402	199899	23.22	24.12	0.90	3.9	Ti
402	199900	7.93	7.96	0.04	0.4	Ti
402	200001	7.29	7.16	-0.13	-1.8	Ti
402	200102	9.75	9.79	0.04	0.4	Ti
402	200203	11.03	11.30	0.27	2.4	Ti
402	200405	6.15	6.13	-0.02	-0.3	Ti
402	200607	11.16	11.85	0.69	6.2	Ti
402	200708	5.56	5.72	0.16	2.9	Ti
402	200809	11.05	10.77	-0.27	-2.5	Ti
402	201011	11.56	11.62	0.06	0.5	Ti
402	201112	6.70	6.67	-0.03	-0.4	Ti
402	201213	3.48	3.52	0.04	1.1	Ti
402	201314	6.71	6.70	-0.01	-0.2	Ti

Station	Hydr. år	Alle prøver (mg/l)	Delprøver (mg/l)	Afvigelse (mg/l)	Afvigelse (%)	Antal
406	198990	43.99	38.63	-5.35	-12.2	Tre
406	199091	37.09	34.87	-2.23	-6.0	Tre
406	199192	47.34	48.13	0.79	1.7	Tre
406	199394	26.61	26.65	0.04	0.1	Tre
406	199495	21.05	21.88	0.83	4.0	Tre
406	199899	14.72	14.43	-0.29	-2.0	Tre
406	200102	23.41	23.00	-0.41	-1.8	Tre
406	200405	9.63	10.40	0.77	8.0	Tre
406	200607	17.43	17.77	0.34	1.9	Tre
406	200809	27.16	24.90	-2.26	-8.3	Tre
406	201011	25.43	26.33	0.90	3.6	Tre
406	199192	47.34	51.68	4.34	9.2	Fem
406	199394	26.61	27.23	0.62	2.3	Fem
406	199495	21.05	21.91	0.86	4.1	Fem
406	199899	14.72	14.56	-0.16	-1.1	Fem
406	200102	23.41	23.00	-0.41	-1.8	Fem
406	200405	9.63	10.90	1.27	13.2	Fem
406	200607	17.43	18.16	0.73	4.2	Fem
406	200809	27.16	27.30	0.14	0.5	Fem
406	201011	25.43	27.20	1.77	7.0	Fem
406	199192	47.34	44.64	-2.70	-5.7	Ti
406	199495	21.05	21.38	0.33	1.6	Ti
406	199899	14.72	14.59	-0.13	-0.9	Ti
406	200607	17.43	17.52	0.09	0.5	Ti