

BMR AS

Utslipp til sjø i driftsfasen

Tilleggs vurderinger av konsekvenser



Oppdragsnr.: 5168063 Dokumentnr.: 2 Versjon: 2
2018-04-18

Oppdragsgiver: BMR AS
Oppdragsgivers kontaktperson: Keith Roebuck
Rådgiver: Norconsult AS, Vestfjordgaten 4, NO-1338 Sandvika
Oppdragsleder: Siv Sundgot
Fagansvarlig: Jens Erling Frøiland Jensen
Andre nøkkelpersoner: Gunn Lise Haugestøl, Pernille Bechmann, Øystein Preus Hveding, Eirik Bjerke Thorsen

2	2018-04-18	Etter behandling hos oppdragsgiver. Til kommunen.	glh, pb, ebt, øph	jfj, øph, glh, ebt	jfj
Versjon	Dato	Beskrivelse	Utarbeidet	Fagkontrollert	Godkjent

Dette dokumentet er utarbeidet av Norconsult AS som del av det oppdraget som dokumentet omhandler. Opphavsretten tilhører Norconsult. Dokumentet må bare benyttes til det formål som oppdragsavtalen beskriver, og må ikke kopieres eller gjøres tilgjengelig på annen måte eller i større utstrekning enn formålet tilsier.

Sammendrag

Denne rapporten er utarbeidet med bakgrunn i at Miljødirektoratet ønsket mer informasjon om utslipp ved bruk av Halosep prosessen. I tillegg etterlyste Sjømat Norge mer informasjon om mulige effekter på oppdrettsanleggene i fjorden, utover det som står beskrevet i konsekvensutredningen.

Basert på utslipp fra en alternativ behandlingsprosess; Stenas Halosep-prosess med bruk av svovelsyre, er det gjort reviderte spredningsanalyser. Den Halosep- prosessen gir en del mindre forurensningsutslipp og mindre prosessvannmengder. Dette igjen gir mindre fortynningsbehov og et mindre område med utslippspåvirkning enn for den opprinnelige basis-prosessen beskrevet i konsekvensutredningen.

Det er lagt inn 3 alternativer for brutto vannmengder for å modellere spredningsforløp ved forskjellige dyp og rørdiameter for å finne optimal løsning og plassering. Ved fortynningsberegninger og vurdering av mulig miljøpåvirkning er det benyttet netto utslippsmengder med et scenario med kun mengder fra prosessanlegg og et scenario hvor det er inkludert en supplerende tørrværsavrenning.

Det er gjort sprednings- og fortynningsvurderinger for kun 70 000 m³/år prosessvann alene og for prosessvann og supplerende tørrværsavrenning sammen (ett samlet utslipp) på ca. 140 000 m³/år. En er innenfor tilstandsklasse II ca. 10 m fra utslippet for de fleste stoffene og innenfor 100 m for alle parametere, så utslippet har kun en meget lokal påvirkning.

Det er gjort supplerende vurderinger av forhold og påvirkningspotensialer for vill laksefisk og for akvakultur. Konklusjonene er at de tidligere vurderingene av mulig påvirkning stå ved lag; dvs. at det aktuelle utslippet ved Raudsand ikke vil gi negative konsekvenser av betydning. Det er ikke identifisert registrerte akvakulturlokaliteter eller gyteområder som ligger i avstander som tilsier at de vil bli påvirket av utslippet. Videre vurderes påvirkningsomfanget for vill anadrom fisk å være ubetydelig og medføre ubetydelig – liten negativ konsekvens. Utslippspunktet ligger i en bratt sprengsteinsskråning, som ikke er et foretrukket habitat for vill laksefisk, og spredningssonen for utslippet ligger under de øvre vannlagene som slik fisk vandrer og oppholder seg i.

Innhold

1	Oppdaterte utslippsmodelleringer	5
1.1	Metode	5
1.2	Resultater	11
1.3	Spredningsvurderinger med opprinnelige og nye prosessbetingelser	15
2	Fortynningsbehov og påvirkning av resipient	16
2.1	Målsetting og krav	16
2.2	Forventet situasjon	16
2.3	Vannkvalitet - fortynningsbehov	16
2.4	Utslipp – effekt og påvirkning	19
3	Vurdering av konsekvenser for akvakultur og vill laksefisk	21
3.1	Utgangspunkt	21
3.2	Miljøstatus	21
3.3	Problemstilling for akvakultur	21
3.4	Vurdering av utslippet og fortynningspotensiale	22
3.5	Tungmetaller – effekt på laksefisk	22
3.6	Vurdering av forhold knyttet til lokale akvakulturanlegg	23
3.7	Vill anadrom fisk	25
4	Referanser	30

1 Oppdaterte utslippsmodelleringer

Denne rapporten er oppdatert med modellering gjennomført med oppdaterte prosessbetingelser og resipientbetingelser fra målinger gjennomført av Multiconsult i september til oktober 2017 (Multiconsult, 2017).

1.1 Metode

1.1.1 Introduksjon

Beregning av fortykning og innlagring av dagens utslipp samt to alternative vannmengder ved fremtidig utslipp er utført med fortykningsmodellen Visual Plumes (U.S.EPA). Modellen beregner hvordan et utslipp vil fordele seg i en resipient.

Dersom det er stor forskjell i tetthet for utslippsvannet og resipienten vil utslippet lettere stige mot overflaten eller synke mot bunnen.

Sjiktninger i vannsøylen vil kunne føre til at utslippet innlagres i vannmassene en viss avstand fra overflaten.

Generelt vil lav strømhastighet i resipienten føre til at utslippsvannet stiger/synker raskere enn ved høyere strømhastighet. Det vil si at utslippsvann som synker ved lav strømhastighet i resipienten, kan innlagres høyere i vannsøylen når strømhastigheten i resipienten øker.

Modellen tar ikke hensyn til partikler i utslippsvannet, men behandler partikler som om de er i suspensjon.

Visual Plumes kan benytte fem ulike modeller i sine beregninger. I denne undersøkelsen er modellen UM3 benyttet.

1.1.2 Input parametere

1.1.2.1 Utslippet

Modellen er kjørt med utgangspunkt i planlagt utslipp etter beregninger gjort av SWECO (2017). Denne er fra alternativet «Prosess #1» (eksisterende metode som brukes i dag i Norge) og betraktes som absolutt «worst case» / maks tenkelige utslipp. Massebalansen for prosessanlegget (140 000 m³/år), årlig nedbør (160 000 m³/år) (fra metrologisk institutt) og innlekkasje til to fjellhaller (ca. 90 000 m³/år) utgjør til sammen ca. 400 000 m³/år. I tillegg kommer ca. 110 000 m³/år fra de gamle gruvene (SWECO, 2017). Ved behov vil det kunne være mulig å redusere innlekkasje i fjellhallene og begrense den totale vannmengden. Modellen er derfor kjørt for tre ulike vannmengder. Disse mengdene er benyttet for å modellere spredningsforløp ved forskjellige dyp og rørdiameter for å finne optimal løsning og plassering. Ved fortykningsberegninger er det benyttet netto utslippsmengder for kun prosessanlegg og inkludert en supplerende tørrværsavrenning.

I tillegg er det variert på enkelte andre parametere for å se på hvilken effekt det har på utslippets spredning og fortykning. Parametere som er benyttet er vist i Tabell 1.

Tabell 1: Input parametere for utslippet.

Parameter	
Vanntemperatur sommer (°C)	20
Vanntemperatur vinter (°C)	10
Saltholdighet (psu)	34
Utslippsdyp (m)	15 og 30
Diameter utslippsrør (cm)	30 og 45
Vannmengde lav (L/s)	9,5 (300 000 m ³ /år)
Vannmengde middels (L/s)	12,7 (400 000 m ³ /år)
Vannmengde høy (L/s)	15,9 (500 000 m ³ /år)
Utslippsrørets horisontale retning	90 (rett øst)
Utslippsrørets vertikale retning (° der 0 horisontalt og 90 er rett opp)	-33,7 (som skråning utfylling)
Utslippsrørets avstand fra bunn (m)	1 m benyttes i beregningene for at modellen ikke skal tro at utslippet sprøytes ned i bunnen
Koeffisient for turbulent blanding (EPAs anbefaling)	0,0003

1.1.2.2 Resipienten

Sunndalsfjorden er ca. 2-3 km bred og i store deler over 300 m dyp. Ved Tingvoll, ca. 8 km nord for Raudsand, er det en terskel med ca. 200 m vanddyp. Denne er beskrevet å være et vesentlig hinder for dypvannsfornyelsen innenfor. Utenfor Sunndalsøra styres vannutskiftingen i overflatelaget (ca. 0-15 m) i stor grad av ferskvannstilførsler fra Driva og Litledalselva. Dette medfører i hovedsak en utadgående strøm av brakkvann i overflaten på vestsiden av fjorden og en svakere innadgående strøm av sjøvann under på østsiden av fjorden. Denne effekten avtar utover i fjorden der tidevann, vind og tetthetsvariasjoner er mer dominerende (NIVA, 1990).

Det er ikke tilgjengelig hydrografiske data fra like utenfor utslippet. Som input i modellen er det derfor benyttet en kombinasjon av salinitetsmålinger ca. 1,5 km utenfor Sunndalsøra (NIVA, 1990), temperaturmålinger i Storfjorden vinterstid 1991 til 1998 (Dyb m.fl. 2003) og erfaringsdata for temperatur og salinitet. Storfjorden har samme terskeldyp (sokkelen utenfor Norge) som Sunndalsfjorden og terskeldypet er dypere enn dyp som inngår i modellen. Salinitet i overflatevannet vil kunne variere betydelig med nedbør og smeltevannsperioder. Ettersom utslippet forutsettes å ha salinitet som tilsvarer sjøvann, vil overflatesjiktet være av mindre betydning enn for mindre saline utslipp med større tendens til å stige mot overflaten.

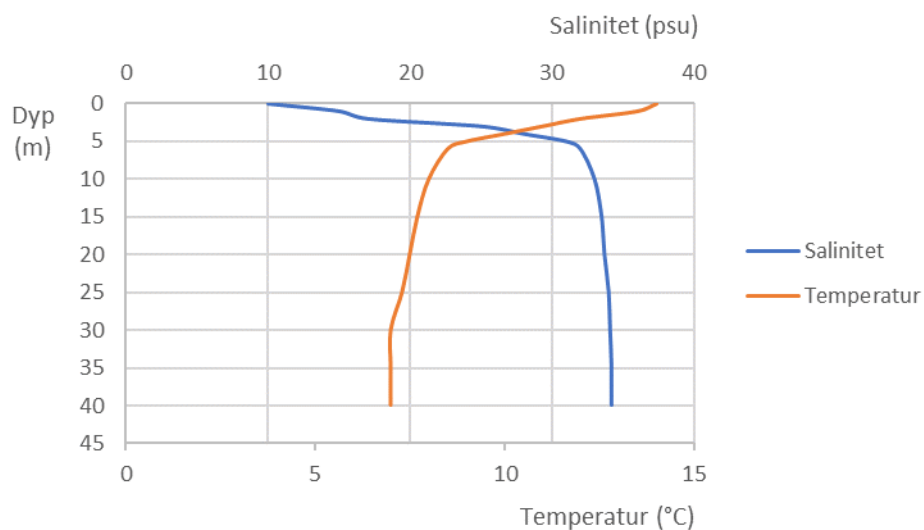
For strømhastighet er det tatt utgangspunkt i strøm målt utenfor Sunndalsøra (NIVA, 1990). Strømhastigheter benyttet i modellen er redusert ettersom utslippet ligger betydelig lenger ut i fjorden og dermed er mindre ferskvannspåvirket. Strømretning benyttet i modellen er rett nordover. I undersøkelser gjennomført av Resipientanalyse (2011) er det målt gjennomsnittlige strømhastigheter på 9,5 cm/s om vinteren og 4,9 cm/s om sommeren på 5 m dyp ved Tingvollfjorden nord for

Raudsand. Der er fjorden smalere og grunnere og det kan derfor forventes at strømhastigheten er lavere utenfor Raudsand.

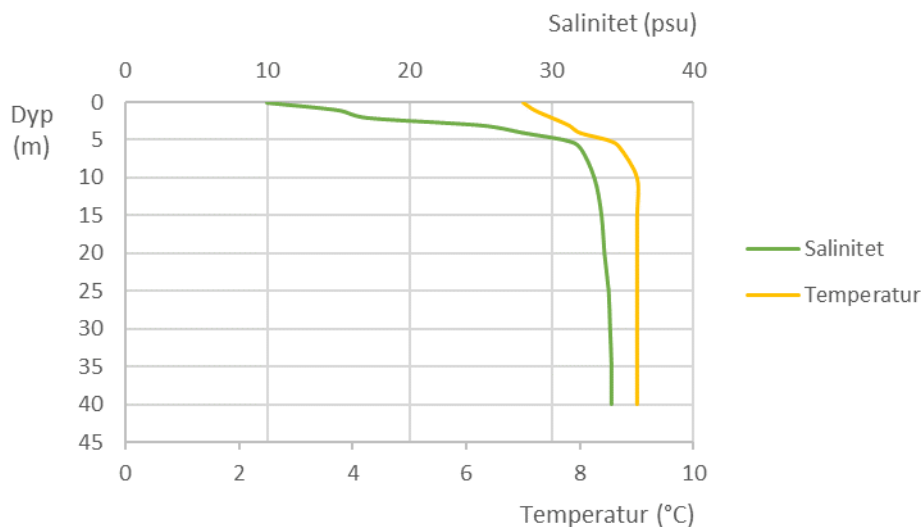
Resipientegenskaper som er benyttet i modellen er vist i Tabell 2 og plottet i Figur 1 og Figur 2.

Tabell 2: Parametere for resipienten benyttet i modellen.

Dyp (m)	Strøm (cm/s)	Salinitet (psu)	Temperatur (°C)	
			Sommer	Vinter
0	5	10	14	7
1	5	15	13,5	7,2
2	5	17	12	7,5
3	4,5	25	11	7,8
4	4	28	10	8
5	3,5	31	9	8,5
6	3	32	8,5	8,7
10	2	33	8	9
15	2	33,5	7,7	9
20	2	33,7	7,5	9
25	2	34	7,3	9
30	2	34,1	7	9
35	2	34,2	7	9
40	2	34,2	7	9



Figur 1: Salinitet og temperatur i resipienten tidlig sommer.



Figur 2: Salinitet og temperatur i resipienten tidlig vinter.

Sent på sommeren vil temperaturen stige også i de dypere vannmassene og sent om vinteren vil temperaturen i de dypere vannmassene synke. Dette påvirker hvordan utslippet spres i resipienten. En vurdering er gitt etter resultatene for modelleringene.

Modellen tar utgangspunkt i at vannet i resipienten er helt rent. Den modellerte fortynningen gir derfor fortynning med helt rent vann. Dersom resipienten inneholder noen av forbindelsene vil fortynningen reduseres, men modellen vil likevel gi svar på hvilket scenario som gir den beste fortynningen.

1.1.2.3 Målte forhold i resipienten

Hydrografi ble målt 26. oktober 2017. Profil 3 er vurdert å være mest representativ for kommende utslippspunkt (Figur 3). Strømmåling ble gjennomført i perioden 14. september til 31. oktober 2017. Posisjon er vist i Figur 4. Posisjon for strømmåling er litt lenger fra land enn der utslippet er planlagt, men gir likevel nyttig informasjon.

Temperatur og salinitet målt i resipienten 26. oktober er vist i Figur 5. Salinitet og temperatur skiller seg en del fra det som er benyttet opprinnelig spesielt i de øverste 5 m av vannsøylen. Temperatur er som forventet litt høyere enn de som er benyttet for tidlig vinter (målt fra november-desember).

Målt strøm er litt høyere enn den som er benyttet i modellen. Strømmålingene viser at strømmen i all hovedsak går langs kysten innover og utover, men vannutskiftingen er størst i sør til sørøstlig retning, dvs. motsatt av retningen benyttet i modellen opprinnelig.

Ved tilleggsmodellering er variabler for utslippet vist i Tabell 3 og resipientegenskaper vist i Tabell 4.

Tabell 3: Input parametere for utslippet ved tilleggsmodellering.

Parameter	
Vanntemperatur (°C)	10
Saltholdighet (psu)	34
Utslippsdyp (m)	30
Diameter utslippsrør (cm)	30



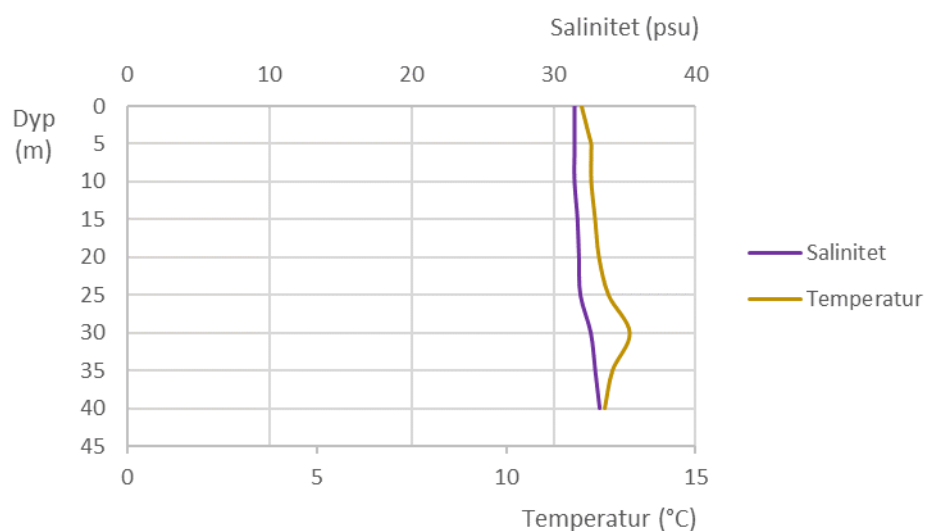
Figur 3: Kart som viser posisjon for målt hydrografisk profil (Multiconsult, 2017).



Figur 4: Kart som viser posisjon for strømmåling (Multiconsult, 2017).

Tabell 4: Parametere for resipienten ved tilleggsmodellering basert på målte data.

Dyp (m)	Strøm (cm/s)	Salinitet (psu)	Temperatur (°C)
0		31,5	12
1		31,5	12,05
2		31,5	12,1
3		31,5	12,15
4		31,5	12,2
5		31,5	12,25
7	10	31,5	12,25
10		31,5	12,25
15		31,7	12,35
20		31,8	12,45
25	7	31,9	12,7
30		32,6	13,25
35		32,9	12,8
40	5	33,2	12,6



Figur 5: Salinitet og temperatur i resipient 26. oktober 2017.

1.1.3 Oppdaterte prosessbetingelser

I tillegg til den opprinnelige prosessen beskrevet i konsekvensutredningen er det sett på prosess alternativet «Halosep-prosess med svovelsyre». Denne prosessen vil medføre lavere vannmengde sammenlignet med basisprosessen (70 000 m³/år istedenfor 140 000 m³/år fra prosessanlegget). Modellen er derfor også kjørt for tre utslippsmengder som hver er 70 000 m³/år lavere enn opprinnelig modellert. For resipienten benyttes betingelsene baserte på målinger som er gjennomført.

Tabell 5: Input parametere for utslippet.

Parameter	
Vanntemperatur (°C)	10
Saltholdighet (psu)	34
Utslippsdyp (m)	30
Diameter utslippsrør (cm)	30
Vannmengde lav (L/s)	7,3 (230 000 m ³ /år)
Vannmengde middels (L/s)	10,5 (330 000 m ³ /år)
Vannmengde høy (L/s)	13,6 (430 000 m ³ /år)

1.2 Resultater

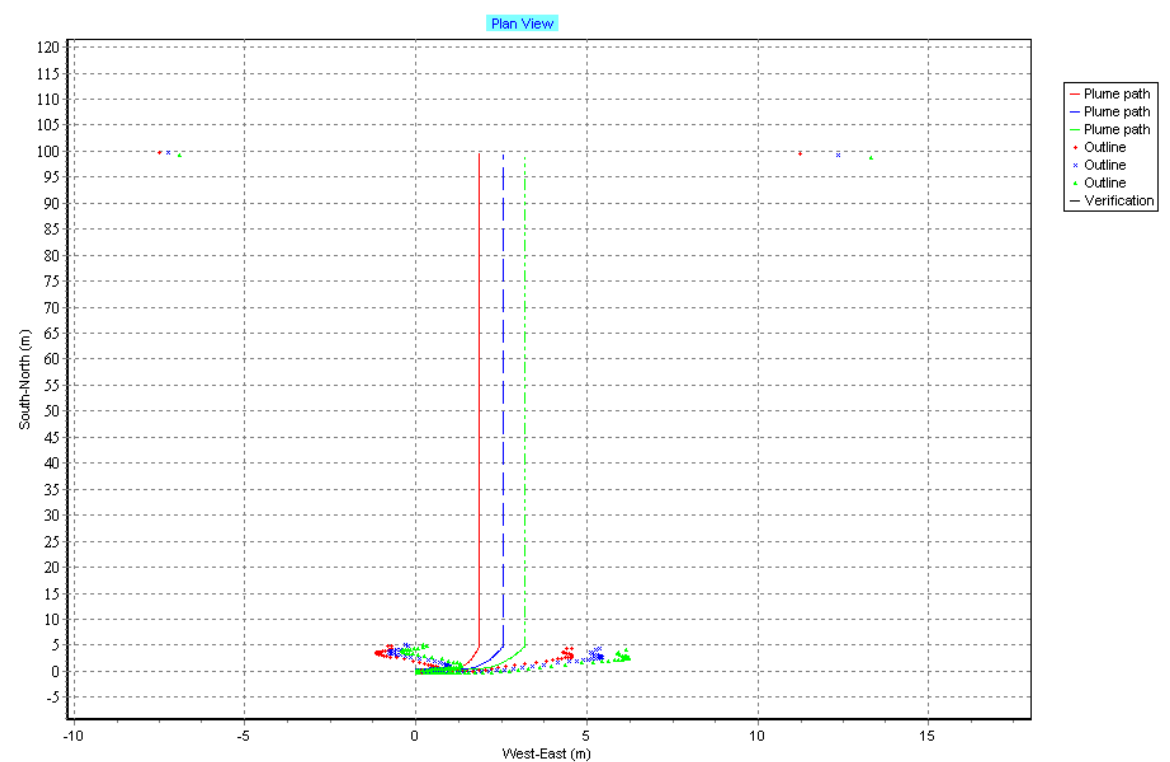
1.2.1 Opprinnelige modelleringer

I alle grafene representerer rød linje laveste vannmengde (300 000 m³/år), blå linje medium vannmengde (400 000 m³/år) og grønn linje største vannmengde (500 000 m³/år).

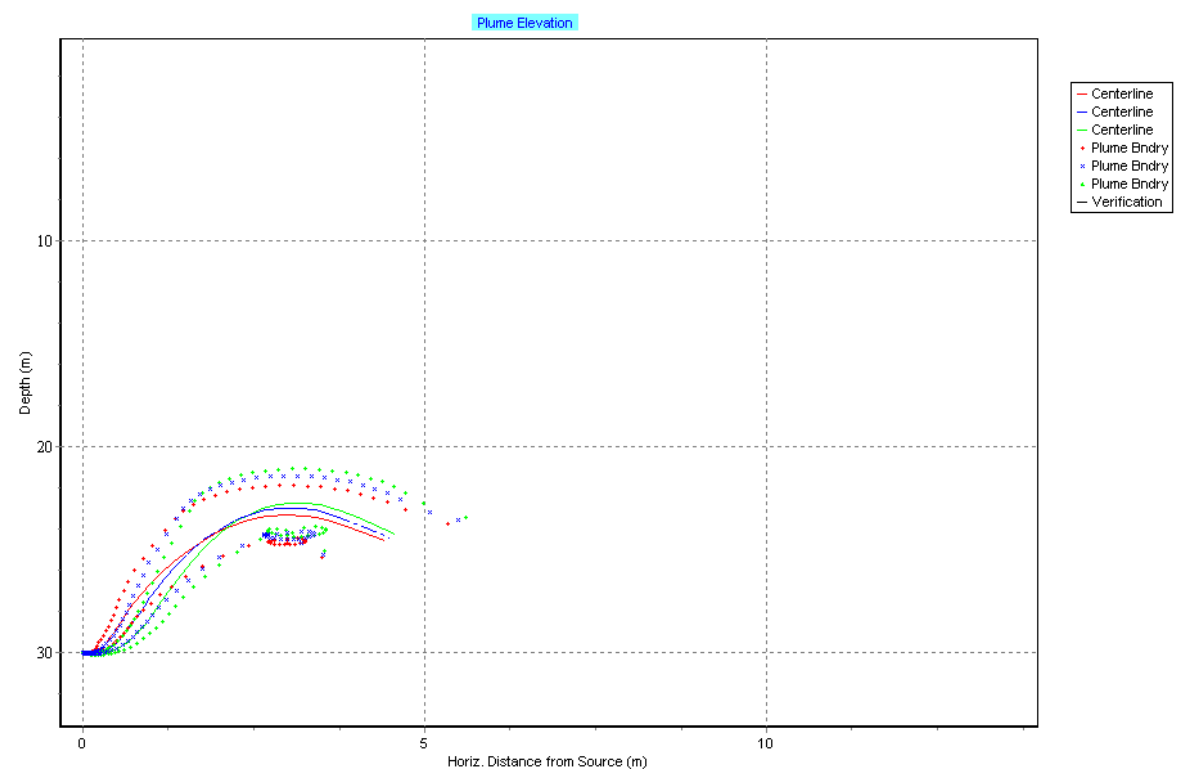
Alle grafene for utslippets horisontale og vertikale bevegelse, samt fortynning er vist i vedlegget.

Grafene for horisontal bevegelse viser at utslippet beveger seg som en plume 0,5 – 5 m østover før det kun følger strømmen i fjorden nordover (**Error! Reference source not found.**-Figur 22 i vedlegget). Utslipet med mest vann har størst hastighet ut av røret og beveger seg derfor lengst øst i alle tilfellene. Et eksempel er vist i Figur 6.

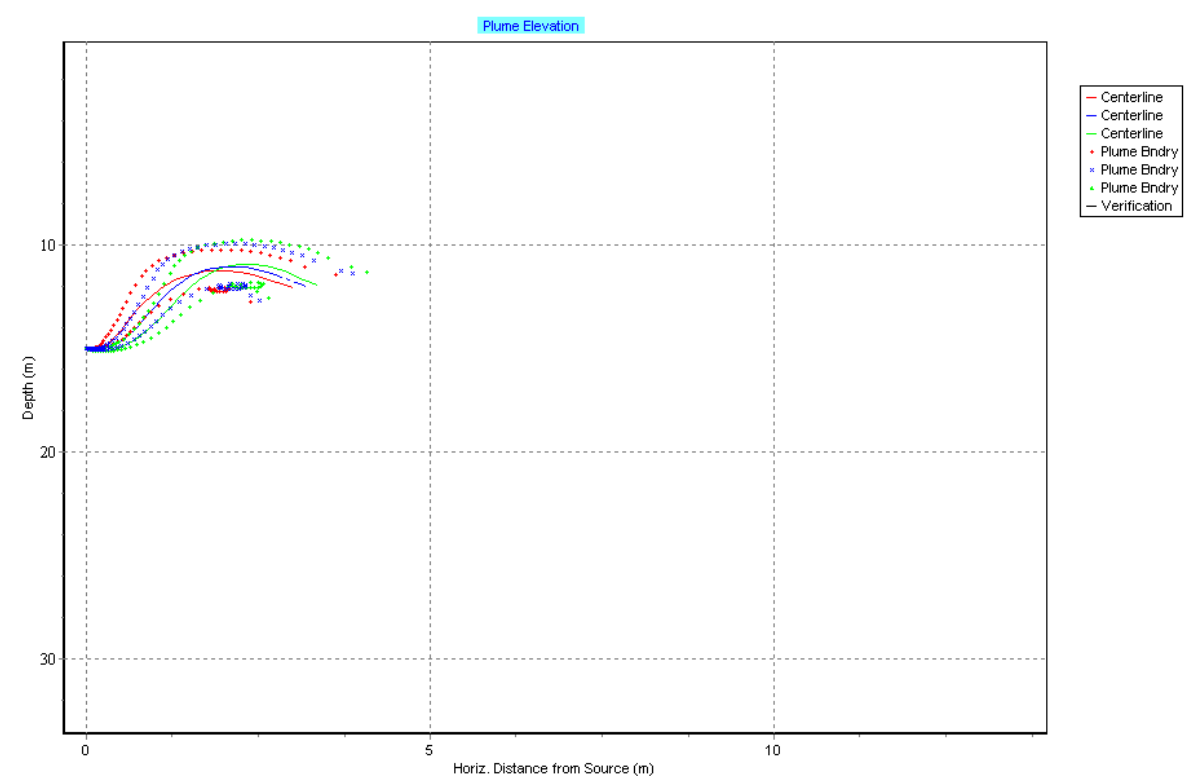
Grafene for vertikal bevegelse viser at ved sommersituasjon stiger utslippet på 30 m mer enn utslippet på 15 m (Figur 25-Figur 28 i vedlegget). Innlagring skjer likevel dypere i vannmassen ved utslipp på 30 m. For vintersituasjon stiger utslippet på 30 m litt som følge av tetthetsforskjellen, mens utslippet på 15 m ikke stiger høyere enn utslippspunktet på grunn av hastigheten nedover ved utgangen av røret og liten tetthetsforskjell (Figur 29-Figur 32 i vedlegget). Det er relativt liten forskjell i hvordan de tre ulike vannmengdene opptrer. To eksempler er vist i Figur 7 og Figur 8.



Figur 6: Utslippets horisontale bevegelse. Sommer, rørdiameter: 30 cm, utslippsdyp 30 m. Rød 300 000 m³/år, blå 400 000 m³/år og grønn 500 000 m³/år. Linje viser senter av utslippet, prikker viser ytterkanten.



Figur 7: Utslippets vertikale bevegelse. Sommer, rørdiameter: 45 cm, utslippsdyp 30 m. Rød 300 000 m³/år, blå 400 000 m³/år og grønn 500 000 m³/år. Linje viser senter av utslippet, prikker viser ytterkanten.



Figur 8: Utslippet vertikale bevegelse. Sommer, rørdiameter: 45 cm, utslippsdyp 15 m. Rød 300 000 m³/år, blå 400 000 m³/år og grønn 500 000 m³/år. Linje viser senter av utslippet, prikker viser ytterkanten.

Fortynning er reduksjon i konsentrasjon som følge av sammenblanding med rent sjøvann. Ved 100 ganger fortynning reduseres konsentrasjonen til en hundredel av opprinnelig konsentrasjon.

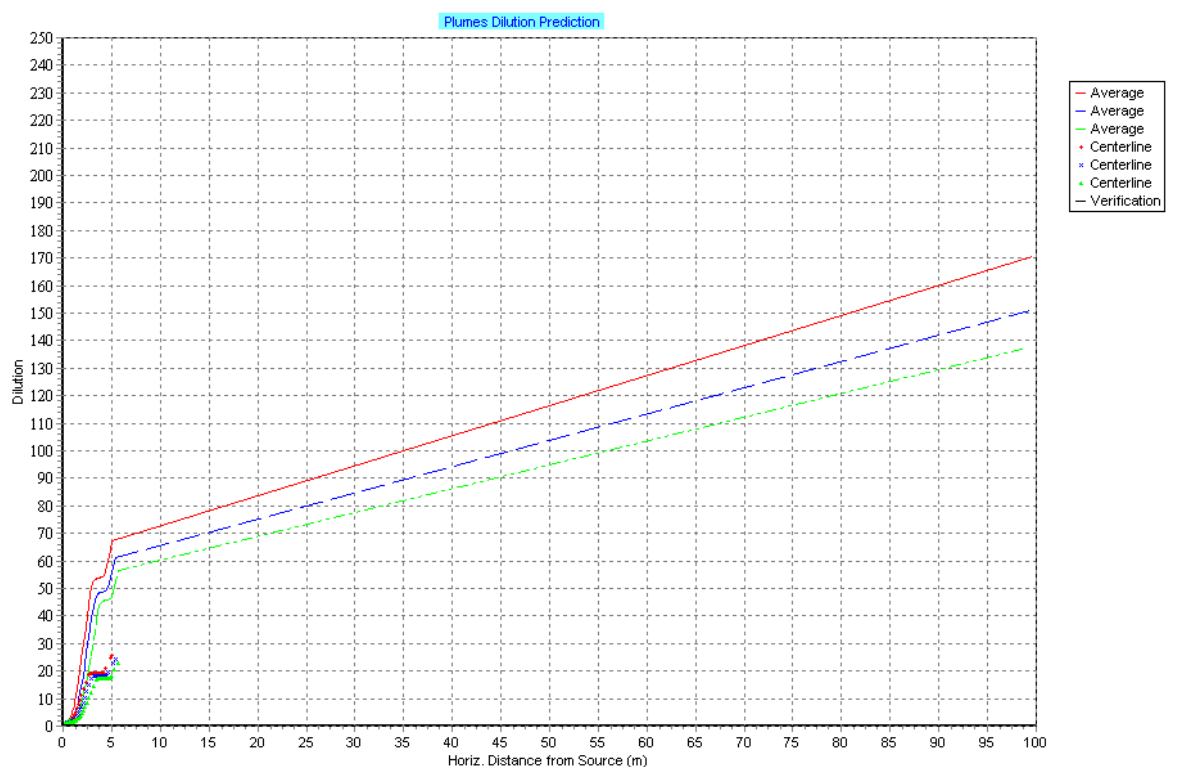
Det må understrekes at fortynningen i sjøvann som allerede er forurensset med en parameter vil være mindre, og en vil ikke komme under bakgrunnsverdien i fjorden.

Fortynningen er størst for det minste utslippet og minst for det største utslippet, men for enkelte situasjoner er forskjellen liten. Fortynningen er i tillegg bedre for utslipp fra 30 cm rørdiameter enn fra 45 cm rørdiameter og bedre ved utslipp på 30 m enn på 15 m.

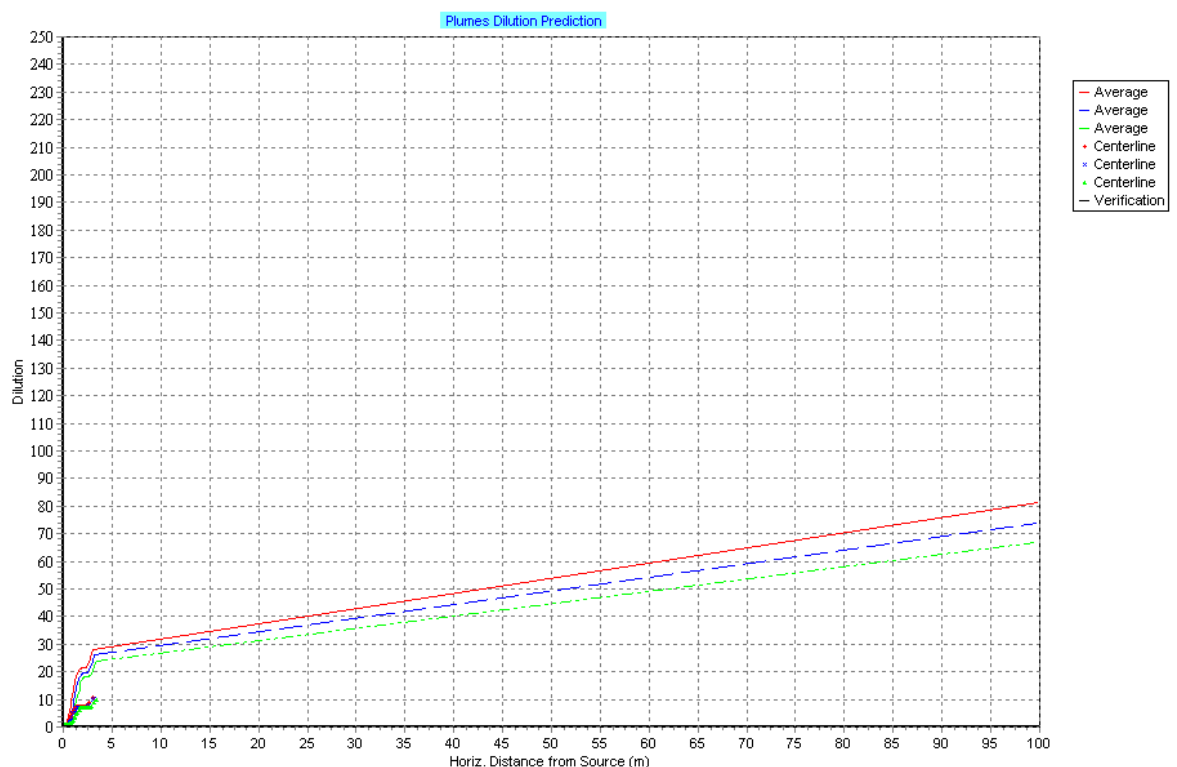
Beste fortynning oppnås for sommersituasjon, rørdiameter 30 cm, utslipp på 30 m og 300 000 m³/år. Dårligste fortynning oppnås for sommersituasjon, rørdiameter 45 cm, utslipp på 15 m og 500 000 m³/år. Grafene for disse to situasjonene er vist i Figur 9 og Figur 10 og laveste og høyeste fortynning 10 og 100 m fra utslippet er vist i Tabell 6.

Tabell 6: Laveste og høyeste fortynning av utslippet 10 og 100 m fra utslippspunktet ved opprinnelige betingelser.

	10 m fra utslippet	100 m fra utslippet
Laveste fortynning	28	66
Høyeste fortynning	72	170



Figur 9: Utslippet fortynning i resipienten. Sommer, rørdiameter: 30 cm, utslippsdyp 30 m. Rød 300 000 m³/år, blå 400 000 m³/år og grønn 500 000 m³/år. Linje viser gjennomsnitt av utslippet, prikker viser senterlinjen.



Figur 10: Utslippet fortynning i resipienten. Sommer, rørdiameter: 45 cm, utslippsdyp 15 m. Rød 300 000 m³/år, blå 400 000 m³/år og grønn 500 000 m³/år. Linje viser gjennomsnitt av utslippet, prikker viser senterlinjen.

Sent på sommeren vil temperaturen stige i de dypere vannmassene. Dette medfører mindre tetthetsforskjell mellom utslippet og resipienten og gjør at utslippet ikke vil stige like mye mot overflaten som i situasjonen modellert for sommer. Situasjonen vil da i større grad nærme seg det som er modellert for vintersituasjon.

Sent om vinteren vil temperaturen i de dypere vannmassene synke. Dette medfører større tetthetsforskjell mellom utslippet og resipienten og gjør at utslippet vil stige mer mot overflaten enn i situasjonen modellert for vinter. Situasjonen vil da i større grad nærme seg det som er modellert for sommersituasjon.

Dersom saliniteten i utslippet reduseres vil det stige mer mot overflaten og fortynnes mer.

1.2.2 Ved målte resipientbetingelser

Dominerende retning i motsatt retning av det som er opprinnelig modellert vil naturligvis føre til at utslippet beveger seg i motsatt retning, dvs. innover i fjorden istedenfor utover (se figur 19-20 i vedlegg). Den høyere strømhastigheten fører til at utslippet enda raskere følger strømmens retning fremfor opprinnelig retning på utslippet. Ved utslipp av vann med temperatur på 10 grader i en resipient med temperatur på ca. 12 vil tettheten til utslippet være noe høyere enn i resipienten og utslippet vil derfor synke litt.

Den høyere strømhastigheten medfører en høyere gjennomsnittlig fortynning av utslippet.

1.2.3 Oppdaterte prosessbetingelser

Ved redusert vannmengde øker graden av innblanding og fortynning.

1.3 Spredningsvurderinger med opprinnelige og nye prosessbetingelser

Ved utslipp på 15 m dyp kan utslippsplumen komme opp til ca. 10 m dyp. Dette alternativet er imidlertid ikke aktuelt.

For best mulig spredning og fortynning anbefales og forutsettes lagt til grunn i videre vurderinger og beregninger et utslipp på 30 m med 30 cm rørdiameter. Dette gir over 60 ganger fortynning 10 m fra utslippet (ved middels vannmengde) og ca. 140-150 ganger fortynning 100 m fra utslippet (ved middels vannmengde) ved rent/upåvirket sjøvann og opprinnelige resipientbetingelser.

Ved målt temperatur, salinitet og strøm i resipienten er fortynningen 80-85 ganger 10 m fra utslippet og ca. 170-200 ganger 100 m fra utslippet.

Med Halosep-prosess med svovelsyre, som gir 70 000 m³ mindre vann fra prosessanlegget øker fortynningen til 80-90 ganger 10 m fra utslippet og ca. 180 - 220 ganger 100 m fra utslippet.

Det er relativt liten forskjell i hvordan de ulike utslippsmengdene beveger seg i resipienten.

2 Fortynningsbehov og påvirkning av resipient

Dette kapittelet inneholder beskrivelser av fortynningsbehovet for utslippet i resipienten. Teksten og data er basert på kapittel 3.2, 3.4 og 3.5 fra Konsekvensutredningen (Temarapport – Miljøpåvirkning).

2.1 Målsetting og krav

Det har vært et krav fra miljømyndighetene at den økologiske og kjemiske tilstanden i vannforekomsten ikke skal bli dårligere, men primært bli forbedret.

2.2 Forventet situasjon

I vurderingen av forventet situasjon er det fokusert på utslipp fra prosessanlegg for farlig avfall. Det er viktig å påpeke at andre utslipp til samme punkt vil ha innvirkning på effekten i resipient, men med mindre bidrag fra deponiene og gruvesystemet. Bakgrunnskonsentrasjoner vil også ha innvirkning på fortynningen av utslippet i resipient. Informasjon om dagens konsentrasjoner av aktuelle utslippsparemetere i vann i resipienten er som nevnt foran begrenset til en enkel måleserie. Informasjon fra Tabell 3-5 og 3-7 i KU for miljøpåvirkning er benyttet for å gjøre tilleggsvurderinger av påvirkning i resipient.

2.3 Vannkvalitet - fortynningsbehov

2.3.1 Miljøkvalitetsstandarder

For de prioriterte stoffene i Vanndirektivet er det egne miljøkvalitetsstandarder for kystvann (M-608). AA-EQS er grensen for årlig gjennomsnitt og MAC-EQS er grensen for maksimalt målte konsentrasjon som ikke kan overskrides dersom vannforekomsten skal oppnå god kjemisk tilstand.

2.3.2 Tilstandsklasser for miljøgifter i kystvann

Miljødirektoratet har fastsatt klassegrenser i vann og sediment for prioriterte miljøgifter og vannregionspesifikke miljøgifter (M-608). Øvre grense for tilstandsklasse II tilsvarer AA-EQS, som er grenseverdien for kroniske effekter ved langtidseksposering, og øvre grense for klasse III tilsvarer MAC-EQS, som er grenseverdien for akutt toksiske effekter ved korttidseksposering. Det er ikke tilstandsklasser for alle parameterne som kan forventes i utslippet.

Et overslag på fortynningsbehov kan som et første overslag beregnes ved å sammenligne konsentrasjonen i utslippet med tilstandsklassegrensene for forbindelsen (Fortynningsbehov = konsentrasjon i utslippet / tilstandsklassegrense).

2.3.3 Utslipp og fortynningsbehov - utgangspunkt

Det er gjort beregninger av fortynningsbehov ved 2 scenarier.

1. Prosessvann alene med endringer i mengder av enkelte stoffer som følge av Halosep-prosessmetode med svovelsyre
2. Prosessvann og avrenningsvann fra gruvene og fjellhallene (ved tørrværsituasjon)

Det er benyttet mengder fra rapport av miljøovervåking av avrenning, med estimerte utslippsmengder til Sunndalsfjorden i 2016 (NIBIO, 2017)

Informasjon om forventede mengder i utslippet fra prosessanlegget ved ulike scenarioer er oppgitt fra oppdragsgiver. Tallene er basert på erfaringstall fra referanseanlegg i Norge og fra Stenas testanlegg med Halosep-prosess.

2.3.4 Beregning Scenario 1: Utslipp og fortynningsbehov ved utslipp av 70 000 m³/år, Halosep-metode med svovelsyre uten annen vanntilførsel

Tabellene nedenfor viser oversikt over fortynningsbehov for å nå grensen for tilstandsklasse II (tilsvarer AA-EQS der dette finnes) og tilstandsklasse III (tilsvarer MAC-EQS der dette finnes).

For nitrogen er det beregnet fortynningsbehov for å oppnå tilstandsklasser fra Veileder 02:2013 (total nitrogen, sommersituasjon; som er den mest konservative av de to årstidene, på grunn av lite nedbør). Det er ikke beregnet fortynningsbehov for PFOS, da det ikke er rapporterte mengder av forbindelsen. Det er heller ikke beregnet fortynningsbehov for parametere uten grenseverdi.

Beregnete utslippsmengder fra Halosep-prosessen med svovelsyre er lagt inn for parametere der det er oppgitte utslippsmengder fra denne prosessen. Det er tatt med registrerte utslippsmengder fra referanseanlegg i Norge for en del andre parametere som illustrasjon, og konsentrasjonen i utslippet er i første omgang beregnet ved å benytte en vannmengde på 70 000 m³ per år (forventet vannmengde fra selve prosessanlegget ved Halosep-prosess med svovelsyre). Det kan legges til at for de parametere som har tallfestede mengder for basis-prosessen, vil mengdene ved Halosep-prosessen generelt være mindre. Det foreligger ikke tilstrekkelig datagrunnlag for disse parametere til å tallfeste forskjellen på nåværende tidspunkt.

Tabell 7 Beregnet fortynningsbehov med 70 000 m³/år for å oppnå grenseverdi for kronisk og akutt effekt (M-608), for forventede konsentrasjoner fra prosessanlegg for farlig avfall, for parametere uten kjente mengder for Halosep-prosessmetode.

Forbindelse	Utslipp (kg)	Gjennomsnittlig konsentrasjon i ug/l	Grenseverdi (AA-EQS II/III) kronisk i ug/l	Grenseverdi (MAC-EQS III/IV) akutt i ug/l	Forhold grenseverdi for kronisk effekt	Forhold grenseverdi for akutt effekt
As	2	29	0,6	8,5	48	3
Cr	0,7	10	3,4	36	3	0,3
Hg	0,02	0,2	0,047	0,07	6	4
Ni	6	86	8,6	34	10	3
Zn	10	142	3,4	6	21	12
TBT	0,004	0,06	0,002	0,0015	28	38

Tabell 8 Beregnet fortynningsbehov med 70 000 m³/år for å oppnå grenseverdi for kronisk og akutt effekt (M-608), for forventede konsentrasjoner fra prosessanlegg for farlig avfall. Beregningene er gjort for stoffene det er kjente mengder for med Halosep-prosessen, ved bruk av svovelsyre

Forbindelse	Utslippets- mengde	Gjennomsnittlig konsentrasjon ug/l	Grenseverdi (AA-EQS II/III) kronisk i ug/l	Grenseverdi (MAC- EQS III/IV) akutt i ug/l	Forhold kronisk	Forhold akutt
Salter tonn	30 000	429 000 000				
Nitrogen tonn	25	357 000	330	500	1 082	714
Kobber kg	2	29	2,6	2,6	11	11
Bly kg	1	14	1,3	14	11	1
Kadmium kg	1	14	0,2	0,45	71	32

For å oppnå fortynning til grenseverdi for god og moderat tilstand (sommersituasjon) for total nitrogen er det beregnet et betydelig fortynningsbehov, på hhv 1 082 og 714 ganger. Her er det viktig å merke seg at nitrogenmengden fra dette utslippet bare utgjør 2-3 % av den totale mengden tilført fjorden, så dette utslippet bør ikke vurderes som kritisk. Det er målt forhøyede nitrogenverdier i fjorden, primært forårsaket av andre utslippskilder.

Det er vist størst fortynningsbehov av tungmetallene for kadmium for å oppnå AA-EQS (tilstandsklasse II), med 71 ganger fortynningsbehov.

2.3.5 Beregning Scenario 2: Utslipp og fortynningsbehov ved utslipp av 70 000 m³/år fra prosess med Halosep-metode, sammen med estimerte utslipp av rensset sigevann og annet vann til fjorden

Det forutsettes at alle vannutslippene fra anleggene på Raudsand slippes i samme dypvannsutslippet. Når det skal regnes dimensjonerende konsentrasjoner, er det dermed mer korrekt å ta inn følgende vannmengder:

- Tørrværsavrenning fra gruvene, som ut fra kontinuerlige mengderegistreringer er anslått til utjevnet å være ca. 3-4 m³/time, som omregnet gir ca. 30 000 m³/år. Avrenning fra gruvene har i dag en betydelig lavere forurensingskonsentrasjon av tungmetaller og miljøgifter enn rensset prosessvann. Vannmengder fra 2016 er hentet fra rapport av NIBIO (2017).
- Utslipp fra av rensset sigevann og oppsamlet grunnvann/overvann fra fangdammen, som i tørre perioder kan være lavt, men som antas å ligge på min. 0,5 l/s, dvs. ca. 15 000 m³/år utjevnet med et lavt forurensingsinnhold.
- Vann fra aktive/åpne fjellhaller (antatt 2 til enhver tid), som vil gi et sted mellom og 40 000 og 90 000 m³/år porevann og grunnvann (avhengig av lekkasje pr. m² fjelloverflate), som i tørre perioder kanskje går ned til 25 000 m³/år med et lavt forurensingsinnhold.

Hvis en regner konservativt (dvs. lavt i dette tilfelle), vil det derfor måtte legges inn en ekstra minimums vannmengde som omregnet til årsmengde gir ca. 70 000 m³/år som konsentrasjonen må fordeles på, dvs. totalt 140 000 m³/år inkludert prosessvann. Dette vil gi maksimum konsentrasjoner når tilleggsvann i tørrvær regnes inn, siden økte vannmengder i nedbørsperioder vil gi lavere konsentrasjoner.

Med denne vannmengden framkommer følgende tall for utslipp og fortynning:

Tabell 9 Beregnet fortynningsbehov med 140 000 m³/år for å oppnå grenseverdi for kronisk og akutt effekt (M-608), for forventede mengder fra prosessanlegg for farlig avfall, for parametere uten kjente mengder for Halosep-prosessen metode.

Forbindelse	Utslipp (kg)	Gjennomsnittlig konsentrasjon i ug/l	Grenseverdi (AA-EQS II/III) kronisk i ug/l	Grenseverdi (MAC- EQS III/IV) akutt i ug/l	Forhold grenseverdi for kronisk effekt	Forhold grenseverdi for akutt effekt
As	2	14	0,6	8,5	24	1,5
Cr	0,7	5	3,4	36	1,5	0,14
Hg	0,02	0,1	0,047	0,07	2,1	1,4
Ni	6	43	8,6	34	5	1,3
Zn	10	71	3,4	6	21	12
TBT	0,004	0,03	0,002	0,0015	15	20

Tabell 10 Beregnet fortynningsbehov fra prosessanlegg med metode «Halosep med svovelsyre» og samtidig tilførsel av annet tørrvæsvann. Vannmengde benyttet er 140 000 m³/år. Fortynningsbehov for å oppnå grenseverdi for tilstandsklasse II og III (M-608) er vist i tabellen

Forbindelse	Utslipp (kg)	Gjennomsnittlig konsentrasjon ug/l	Grenseverdi (AA-EQS II/III) kronisk i ug/l	Grenseverdi (MAC- EQS III/IV) akutt i ug/l	Forhold kronisk	Forhold akutt
Salter tonn	30 000	214 000 000				
Nitrogen tonn	25	179 000	330	500	542	358
Kobber kg	2	15	2,6	2,6	6	6
Bly kg	1	7	1,3	14	5	0,5
Kadmium kg	1	7	0,2	0,45	35	16

Ut fra disse enkle overslagene er det vist størst fortynningsbehov for å oppnå AA-EQS (tilstandsklasse II) for kadmium (35 ganger). For å oppnå fortynning til grenseverdi for god og moderat og tilstand (sommersituasjon) for total nitrogen er det beregnet et betydelig fortynningsbehov, på hhv 542 og 358 ganger.

Her er det viktig å merke seg at nitrogenmengden fra dette utslippet bare utgjør 2-3 % av den totale mengden tilført fjorden, så dette utslippet bør ikke vurderes som kritisk.

2.4 Utslipp – effekt og påvirkning

Med Halosep-prosessen med svovelsyre, som gir 70 000 m³ mindre vann fra prosessanlegget viste spredningsberegningene at fortynningen var på 80-90 ganger 10 m fra utslippet og ca. 180 - 220 ganger 100 m fra utslippet.

For beregninger av fortynning av tungmetaller og miljøgifter i utslippet er det beregnet et maksimalt fortynningsbehov på 71 ganger for å oppnå AA-EQS (tilstandsklasse II) i resipienten (gjelder

kadmium) ved kun vannmengden fra prosessanlegget. Spredningsberegningene viser at slik fortynning vil oppnås innen en avstand på 10 meter fra utslippet. Denne beregningen er basert på at vannet i resipienten er rent. Når en tar inn annen vanntilførsel i tørrvær i tillegg vil fortynningsbehovet kun være 35 ganger, som oppnås på enda mindre avstand enn 10 m.

Det kan i korte perioder slippes ut prosessvann med saltinnhold på opp til 10%, som uttynnet med annen vanntilførsel i tørrvær vil gi 5% i utslippspunktet. Dette saltinnholdet vil raskt tynnes ut til det når saltinnholdet på ca. 3,3% som er ved utslippspunktet.

Det anbefales at det gjennomføres supplerende runder med prøvetaking av vannet i resipienten utenfor Raudsand over en tidsperiode, med prøvetaking av flere dyp og i flere retninger. Hvis de supplerende vannundersøkelsene som er anbefalt over noe tid viser samme tendens som de innledende analysene av sjøvannet i 2017, vil dette for noen av parameterne gi et noe større fortynningsbehov (antydningvis 20-50 %), men dette vil ikke endre konklusjonen at utslippet kun vil ha en lokal påvirkning.

Ut fra dette antas det at påvirkning på den kjemiske tilstanden fra utslipp fra prosessanlegg for uorganisk farlig avfall i hovedsak vil være innenfor et område på i størrelsesorden 100 meter (tilstandsklasse II oppnås gjennomgående ved rundt 10 m) fra utslippsstedet, dvs. meget lokal påvirkning. Beregningene viser at dette utslippet alene ikke vil føre til en generell forverring av kjemisk tilstand i vannforekomsten (for forbindelsene det finnes forventede mengder og EQS-verdier for).

Den forventede nitrogenmengden vil føre til et større fortynningsbehov i resipienten enn tungmetallene og miljøgiftene for å oppnå moderat tilstand. Siden det ikke er gjort undersøkelser av næringssalter i fjorden er det ikke mulig å sannsynliggjøre om dette kan føre til en forverring av tilstanden eller ikke på dette tidspunktet. Igjen er det viktig å se dette opp mot at dette nitrogenutslippet utgjør kanskje 2-3% av den totale mengden tilført fjorden. Utslipp på dypt vann reduserer risikoen for algeoppblomstring ettersom lystilgangen i dypet er begrenset.

Tidligere undersøkelser av vannsøylen (Resipientanalyse, 2011) viste at tilstanden i dypvannet (150 m) på det tidspunktet var høy mhp. næringssalter. Selv om økt utslipp av totalt nitrogen fra anleggene på Raudsand ikke forventes å forverre tilstanden i vannforekomsten, kan det bidra til at bedring av tilstanden i bunnvannet kan ta noe lenger tid. Det forventes ikke en forverring av tilstanden mhp. nitrogen i overflatelagene.

3 Vurdering av konsekvenser for akvakultur og vill laksefisk

3.1 Utgangspunkt

Bergmesteren Raudsand AS planlegger å etablere et massedeponi, stein- og masseuttak i fjell, mottak og gjenvinning av uorganisk farlig avfall, deponering av stabiliserte forurensende masser i fjellhall samt anleggelse av industriområde og utvidelse av kaianlegg ved Raudsand, Nesset kommune i Møre og Romsdal. I den forbindelse har Norconsult vært engasjert blant annet for å utarbeide konsekvensutredning for miljøpåvirkninger av tiltaket. En del av dette angår tiltakets konsekvenser for akvakulturanlegg i fjorden og anadrom fisk, omtalt i *Konsekvensutredning – Reguleringsplan for Bergmesteren Raudsand – Temarapport Miljøpåvirkning* (Norconsult februar 2018) og *Konsekvensutredning – Reguleringsplan for Bergmesteren Raudsand – Temarapport Ikke-prissatte konsekvenser* (Norconsult februar 2018).

I ettertid har det blitt etterspurt noe mere informasjon om nevnte tiltaks påvirkning på eksisterende og eventuelt fremtidige akvakulturanlegg i fjordsystemet, samt utfyllende informasjon om anadrom fisk og oppholdstid i fjordsystemet og eventuell virkning på disse. Dette kapitlet belyser disse temaene utover eksisterende konsekvensutredning.

3.2 Miljøstatus

Vannforekomsten utenfor Raudsand er en ferskvannspåvirket beskyttet fjord, og identifiseres som «Tingvollfjorden ved Raudsand». Vannforekomsten oppnår pr. i dag **ikke god** kjemisk tilstand, og har også en dårlig økologisk tilstand. Klassifiseringen er oppgitt å være basert på resipientundersøkelser fra 2003 og 2013 (NIVA). Årsaken til at vannforekomsten ikke oppnår god status er forurensning i bunnsedimentene. Sedimentene har tidligere blitt påvirket av gruveavgang fra Rødsand Gruber, som drev utvinning på en jernmalmforekomst, samt prosessering av aluminiumsavfall og deponier.

En miljøundersøkelse gjennomført i 2013 (NIVA, 2013) viste at sedimentene utenfor Raudsand fortsatt var forurenset av metaller (f.eks. bly, sink, kobber og nikkel). I 2016 ble det gjennomført undersøkelser av miljøgifter i biota (Rambøll, 2016). Resultatene viste at strandsnegl hentet fra strandsonen ikke hadde forhøyet konsentrasjoner av metaller, men det ble påvist forhøyede konsentrasjoner av kobber i en enkeltprøve av tang.

I oktober 2017 ble det tatt vannprøver av sjøvann utenfor Raudsand på ca. 5, 15, 35, 110 og 145 meters dyp. Disse prøvene viste at sjøvannet i hovedsak ligger innenfor tilstandsklasse I og II (for kystvann) for tungmetaller og miljøgifter.

For arsen (As) og tot-nitrogen lå prøvene i klasse III. Dette slippes imidlertid ut i mindre mengde og konsentrasjon fra Raudsand i dag, og bakgrunnsnivået skyldes i hht. tidligere utførte kartlegginger i all hovedsak andre utslippskilder i fjorden.

3.3 Problemstilling for akvakultur

I forbindelse med driften av prosessanlegget for uorganisk farlig avfall vil det være behov for utslipp av rensert prosessvann. Dette vannet kan blant annet inneholde forhøyede verdier av en rekke tungmetaller og miljøgifter. I den forbindelse er det vurdert akutte og kroniske effekter av tungmetaller

og miljøgifter på laksefisk, samt potensiell konsekvens av utslippet for eksisterende og mulig framtidige akvakulturanlegg i fjorden. Følgende spørsmål er stilt:

1. Kan utslippet påvirke eksisterende akvakulturanlegg i fjorden (stressrespons, bioakkumulering).
2. Kan det ha konsekvens for evt. etablering av nye anlegg i fjorden (avstand til kilde)

3.4 Vurdering av utslippet og fortynningspotensiale

I tabell 7, 8 og 9 i kapitel 2 framkommer de viktigste tungmetallene og miljøgiftene i avløpet fra et prosessanlegg for gjenvinning, og antatt fortynningsbehov for å oppnå grenseverdi for biota for hhv. kronisk toksisk effekt ved langtidseksponering, og akutt toksisk effekt ved korttidseksponering (Miljødirektoratet, 2016).

Beregningene i **Error! Reference source not found.** viser f.eks. at fortynningsbehovet er 71 ganger for å oppnå AA-EQS, tilstandsklasse II (moderat kvalitet), for kadmium (Cd).

Basert på spredningsanalysen i kapitel 1 viser beregningene at tilfredsstillende fortykning kan oppnås i kort avstand fra utslippspunktet. En fortykning på 170-220 ganger (avhengig av vannmengde og utslippsbetingelser) kan forventes i en avstand på rundt 100 meter fra utslippet når det gjelder tungmetaller og miljøgifter. Sett bort ifra de eksisterende vannkjemiske forholdene i fjorden, kan man da forvente at selve utslippet når tilstandsklasse II (AA-EQS) ca. 100m fra utslippspunktet. Eksisterende bakgrunnsnivå av metaller i fjorden må også tas høyde for.

3.5 Tungmetaller – effekt på laksefisk

Ved ukontrollerte utslipp og diffus avrenning av vann som inneholder høye verdier av tungmetaller kan man få opphopning i bunnsedimentet hvor de bl.a. blir tatt opp av mark, snegler og filtrerende organismer som muslinger og frittlevende zooplankton. Fisken spiser mange av disse organismene og akkumulerer giftstoffene i ulike organer og fettvev. Løste tungmetaller i vannet kan også i ekstreme tilfeller tas opp direkte av fisk gjennom gjeller og hud, men det er først og fremst bunnlevende fisk som er utsatt.

Unormalt høye konsentrasjoner av løste tungmetaller kan føre til negative effekter i hele økosystemet. Tre viktige begreper er knyttet til dette er: (1) *bioakkumulering*: kjemiske fremmedstoffer tas opp fra det abiotiske/biotiske miljøet til fiskens vev; (2) *biokonsentrasjon*: opptak av stoff hvor konsentrasjonen i organismen blir høyere enn om den bare hadde vært eksponert for naturlig nivå (bakgrunnsnivå); (3) *biomagnifikasjon*: oppkonsentrering av et kjemisk fremmedstoff gjennom hele næringskjeden. Forholdet mellom opptak/lagring og nedbryting/eliminering av giftstoffet avgjør hvor godt stoffet blir akkumulert i en organisme. Ved eksponering over lengre tid i et økosystem, kan det være fare for at stoffet akkumulerer i næringskjeden eller blir overført til neste generasjon hos et dyr. Dersom giftstoffet akkumuleres i næringskjeden, kan hele kjeden være eksponert før effektene merkes. Innen stoffet er ute av kjeden, kan hele balansen i økosystemet være alvorlig forstyrret.

Forgiftning ved høye konsentrasjoner av løste tungmetaller i bunnsediment kan føre til alvorlige atferdsmessig- og fysiologiske forstyrrelser hos fisk. Generelt kan disse stoffene føre til skader på naturlig kroppsutvikling, forplantningsevne, immunforsvaret, nervesystemet og indre organer, når nivået overstiger en viss grenseverdi og eksponeringen er vedvarende.

Høye konsentrasjoner av disse stoffene kan forstyrre viktige fysiologiske funksjoner hos laksefisk som sirkulasjon, respirasjon, metabolisme, vekst, reproduksjon (Heath, 1995), samt mineral- og syre/base balansen og utveksling av vann og salter ved å inhibere aktiviteten til ionepumper i gjellene

(Wendelaar-Bonga & Lock, 1991). Løste metaller kan også forstyrre sanseorganer, og eksperimentelle studier har f.eks. vist at luktesansen hos fisk reduseres ved forholdsvis lave konsentrasjoner av bl.a. kobber (Cu), og kan føre til bl.a. nedsatt evne til predatorunnvikelse og evne til å finne mat. Effekten og styrken av symptomene ved eksponering til høye konsentrasjoner av løste tungmetaller er avhengig av lokale miljøfaktorer som blant annet pH, salinitet, mengde løst/partikulært organisk materiale, samt vanntemperatur.

Sensitivitet for tungmetaller og miljøgifter hos fisker også avhengig av art og stadium. Generelt er laksefisk mer sårbar enn f.eks. karpefisk, og små individer/yngel mer sensitiv enn voksen fisk.

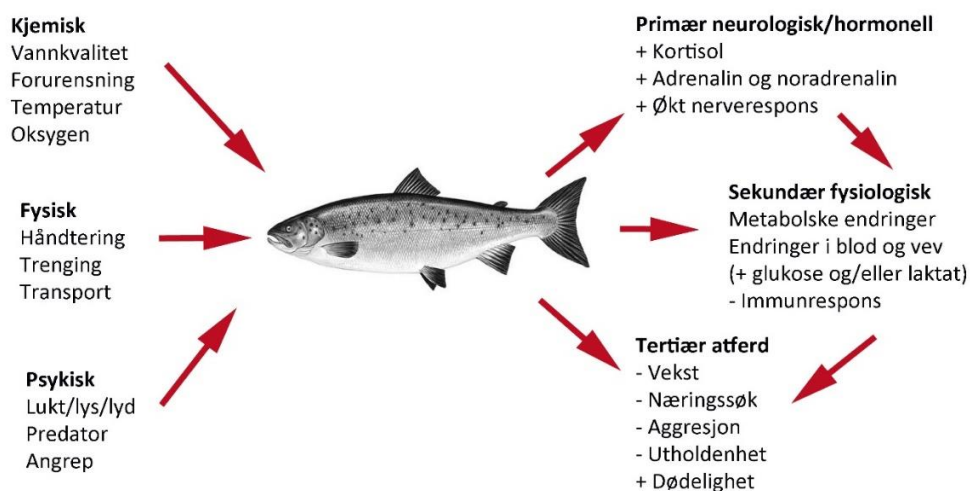
3.6 Vurdering av forhold knyttet til lokale akvakulturanlegg

For akvakulturanlegg i nærområdet til Raudsand skal det vurderes om utslipp av tungmetaller og miljøgifter i fjorden kan medføre fare for stress for fisk som står i merd. I tillegg skal det vurderes om det kan oppstå redusert kvalitet på produksjonen (mattrygghet) gjennom bioakkumulering av løste metaller i vannet ved utslipp over tid.

3.6.1 Stressrespons for i fisk i merd

Utslipp av tungmetaller og miljøgifter, avhengig av utslippets omfang og fysiske forhold i sjøen, kan medføre fare for akutt og kronisk stressrespons hos fisk som står i merd. Stressresponsen utgjør en reaksjon som en respons på et ytre stimuli som kan endre kroppens likevekt (Barton & Iwama, 1991). Denne adaptive responsen innebærer en endring i fiskens fysiologiske og biokjemiske aktivitet som forandrer dyrets metabolisme fra en anabolsk (oppbyggende) til en katabolsk (nedbrytende) tilstand. Stressresponsen er avgjørende for at nok energi skal kunne frigjøres for å opprettholde kroppens likevekt i en faresituasjon som kan medføre flukt eller motstand. Stressresponsen er en svært fordelaktig tilpasning for et dyrs overlevelse, men kan gi negative sideeffekter hvis stressopplevelsen blir for langvarig eller kraftig. Ett vedvarende ytre negativt stimuli kan føre til en tilstand av kronisk stress (Pickering, 1992). Stressresponsen i fisk kan deles i tre faser: (1) primær neural/endokrin (utskillelse av stresshormoner); (2) sekundær fysiologisk (endringer i blod og vev), og (3) tertiær respons som omfatter endringer i atferd, vekstrate, vandre- og gytesuksess, redusert immunforsvar og mottakelighet for sykdom (Iwama, 1998). Den neurale/endokrine primærresponsen involverer frigjøring av «stresshormoner» som adrenalin og noradrenalin (katekolaminer) og kortisol (kortikosteroider) i blodbanen. Den fysiologiske effekten av adrenalin og noradrenalin er hovedsakelig å optimalisere kardiovaskulære- og respiratoriske funksjoner i fisken ved blant annet å øke hjertets slagvolum, redusere gjellemotstanden, samt å mobilisere energilagre for å dekke det økte metabolske energikravet som oppstår. Kortisol bidrar blant annet med å forlenge den katabolske tilstanden ved å påvirke energimetabolismen gjennom blant annet produksjon og nedbrytning av blodsukker (glukose), øke effekten av adrenalin og noradrenalin, samt å påvirke elektrolyttbalansen (Sumpter, 1997).

For en fisk som står i merd i et akvakulturanlegg vil ikke en naturlig stressrespons som flukt og motstand ved fare (f.eks. endrede vannkjemiske forhold), være mulig. Derfor er kronisk stress en særlig risiko knyttet til fisk i merd. Studier har vist at et vedvarende forhøyet plasmanivå av kortisol (kronisk stress) kan ha en reduserende effekt på antistoffproduserende lymfocytter, som over tid kan føre til nedsatt effekt av immunforsvaret, og øke mottakeligheten for bakterier, virus og soppinfeksjoner (Wendelaar-Bonga, 1997).



Figur 11 Illustrasjonen viser kjemisk, fysisk og psykisk «stressorer» for fisk og påfølgende fysiologisk respons.

3.6.2 Tilpasning til stresseksposering

Akutt stresseksposering vil føre til økt sekresjon (utskillelse) av kortisol som normalt når en topp etter 20-60 min (Barton & Schreck, 1987). Varigheten og styrken av den stressinduserte sekresjonen av kortisol er avhengig av hvor kraftig og langvarig stresseksposeringen er. Ved akutt stress, som for eksempel en akutt eksponering for utslipp av miljøgifter, varer det forhøyede nivået av kortisol vanligvis bare noen få timer (Wendelaar-Bonga, 1997).

Ved kronisk stress, f.eks. ved moderat kontinuerlig eksponering for forhøyede verdier av tungmetaller gjennom utslipp og avrenning, vil kortisolsekresjonen vanligvis holde seg lengre på et forhøyet nivå. Dette er avhengig av type stresseksposering. Ved noen former for kronisk stress kan nivået av kortisol komme ned på et basalt nivå (normalnivå) ved fortsatt tilstedeværelse av stressfaktoren. Dette indikerer at laksefisk raskt kan tilpasse seg endrede miljøforhold (Pickering, 1993).

3.6.3 Konklusjoner – konsekvenser for akvakultur

- Beregninger basert på spredningsanalyse og antatt utslippsmengde av de enkelte tungmetaller og miljøgifter, viser at direkte påvirkning av utslippet fra prosessanlegget vil være lokalt i resipienten i en radius på ca. 100m eller mindre fra utslippspunktet, som vil ligge på relativt dypt vann.
- Sjøvannet utenfor Raudsand er moderat forurensnet i dag, og det er knyttet usikkerhet til bakgrunnsnivå av metaller og miljøgifter i fjorden, og deres mulige innvirkning på beregningene av framtidige utslipp fra gjenvinningsanlegget på Raudsand. Innledende analyser viser imidlertid at sjøvannet stort sett ligger innenfor tilstandsklasse I og II for tungmetaller og miljøgifter. For arsen og tot-nitrogen ligger prøvene i klasse III, men dette slippes ut i mindre mengde fra Raudsand i dag og skyldes ihht. tidligere undersøkelser andre kilder rundt fjorden. Dette er basert på en enkelt analyseserie på ett tidspunkt, og må følges opp med flere serier over en lenger tidsperiode for at det kan trekkes fullverdige konklusjoner. En foreløpig konklusjon er likevel at sjøvannet utenfor Raudsand har en viss forurensning i dag, men ikke på et slikt nivå at det gir kroniske effekter på miljøet.

Det er ikke identifisert registrerte akvakulturlokaliteter eller gyteområder som ligger i avstander som tilsier at de vil bli påvirket av utslippet. Nærmeste akvakulturlokalitet (stamfisk) ligger i en avstand på ca. 2,5 km fra gruveområdet ved Raudsand og nærmeste matfiskanlegg mer enn 7 km unna.

- Omfang av utslipp, beregnet fortynningspotensial, spredningsforløp og avstand fra utslippspunkt til akvakulturlokalitet, tilsier at utslippet ikke vil medføre kronisk stress for fisk i merd ved nærmeste anlegg.
- Grunnet generelt høye bakgrunnsverdier av nitrogen og noen tungmetaller som arsen i fjorden utenfor Raudsand, som i all hovedsak er fra andre kilder, er det uvisst om det kan etableres nye akvakulturanlegg i fjorden. Utslipp fra drift av gjenvinningsanlegg på Raudsand vil ikke i seg selv begrense evt. etablering av nye akvakulturanlegg andre steder i fjorden.

3.6.4 Mattrygghet

- Løste tungmetaller i vannet kan til en viss grad tas opp direkte av fisk gjennom gjeller og hud, samt ved inntak av partikler og plankton i øvre vannlag. Det er likevel først og fremst i sedimenter og i bunnlevende organismer og videre i fisk tungmetaller blir bioakkumulert. Med utgangspunkt i spredningspotensialet, og omfang av utslipp, er det derfor svært liten sannsynlighet at matfisk i akvakulturanlegg i Tingvollfjorden vil bli påvirket av utslippet fra gjenvinningsanlegget på Raudsand.
- Analyser av utslippet fra Raudsand i dag indikerer at prøvene av arsen (As) ligger i tilstandsklasse III. Dette er et resultat på bakgrunn av en prøveserie, på ett tidspunkt. Arsen er egentlig et halvmetall som regnes som et av tungmetaller pga. sin tetthet på 5,73g/cm³. Arsen er et stoff som kan forekomme naturlig i relativt høye konsentrasjoner i vann. Arsen er ofte funnet i relativt høye konsentrasjoner i sjømat og kan være bundet i både uorganiske og organiske kjemiske forbindelser. Forskning har vist at arsen som regel forekommer i organisk form i fisk, og er ufarlig for mennesker ved normalt inntak av sjømat (Sloth, 2004).

3.7 Vill anadrom fisk

3.7.1 Foreliggende vurderinger

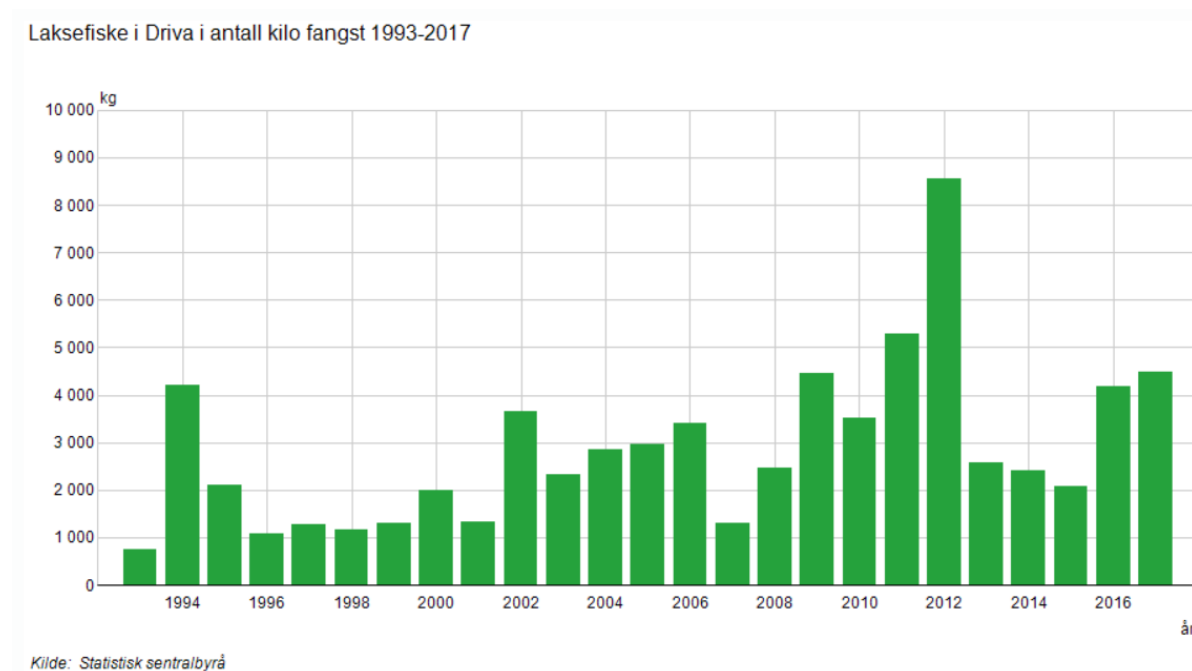
Følgende er hentet fra Konsekvensutredning – Reguleringsplan for Bergmesteren Raudsand – Temarapport Ikke-prissatte konsekvenser (Norconsult februar 2018):

«Foreliggende kunnskap om laks tilsier at utvandrende smolt (postsmolt) har en oppholdstid i fjordene på ca. 1-4 uker før de når havet, men at individuelle variasjoner kan forekomme. Studier viser også at postsmolt hovedsakelig bruker de øverste 1-3 meterne av vannsøylen i løpet av oppholdstiden i fjordsystemet. Gitt disse forutsetningene er det sannsynlig at utvandrende postsmolt i liten grad vil påvirkes av utslipp på utslipp dypt vann, gitt den beregnede fortynningseffekten. Innvandrende laks kan være noe mer utsatt for negative effekter av eventuelle utslipp, med noe lengre oppholdstid og mer variert bruk av vannsøylen. Sjøørret vandrer i mindre grad ut av fjordene, og vandrer i mange tilfeller ikke lenger enn 30- 40 km fra ferskvannssystemet den stammer fra. Dette innebærer sannsynlighet for at sjøørret fra Driva (ca. 30 km unna), og fisk fra andre sjøørretførende vassdrag rundt Sunndalsfjorden vil kunne være mer eksponert for påvirkning av utslipp enn laks. Det er også vist at kaianlegg kan fungere som kunstige rev ved begroing, noe som tiltrekker fisk. En studie av habitatbruk og vandringer hos sjøørret i Hemnfjorden og Snillfjorden (Davidsen m. fl. 2014) viste imidlertid ingen økt oppholdstid for sjøørret rundt kaianlegg etablert på betongkonstruksjoner, og det antydes at økt oppholdstid først og fremst kan være knyttet til kaianlegg fundert på trepåler, der

begroingen på konstruksjonene ofte er kraftig. Hvilke effekter som vil være gjeldende ved kaianlegg etablert på sprengstein er usikkert. I tillegg faller den nye bunnen bratt ned til større dyp. Ulike kilder peker på at sjørret hovedsakelig benytter de øverste 8-10 meterne av vannsøylen i ulike deler av døgn, års-, og livssyklusen, noe som tilsier relativt liten eksponering for utslipp på dybder ned mot 30 meter, gitt de gjeldende forutsetningene knyttet til utslippsdybde og beregnet fortynningseffekt. Foreliggende kunnskap om anadrome arters habitatbruk og vandring i fjordsystemer tilsier liten eksponering for utslipp for disse artene, gitt de gjeldende forutsetningene knyttet til utslippsdybde og beregnet fortynning, men negativ påvirkning kan allikevel ikke utelukkes. Særlig vil dette gjelde for sjørret.»

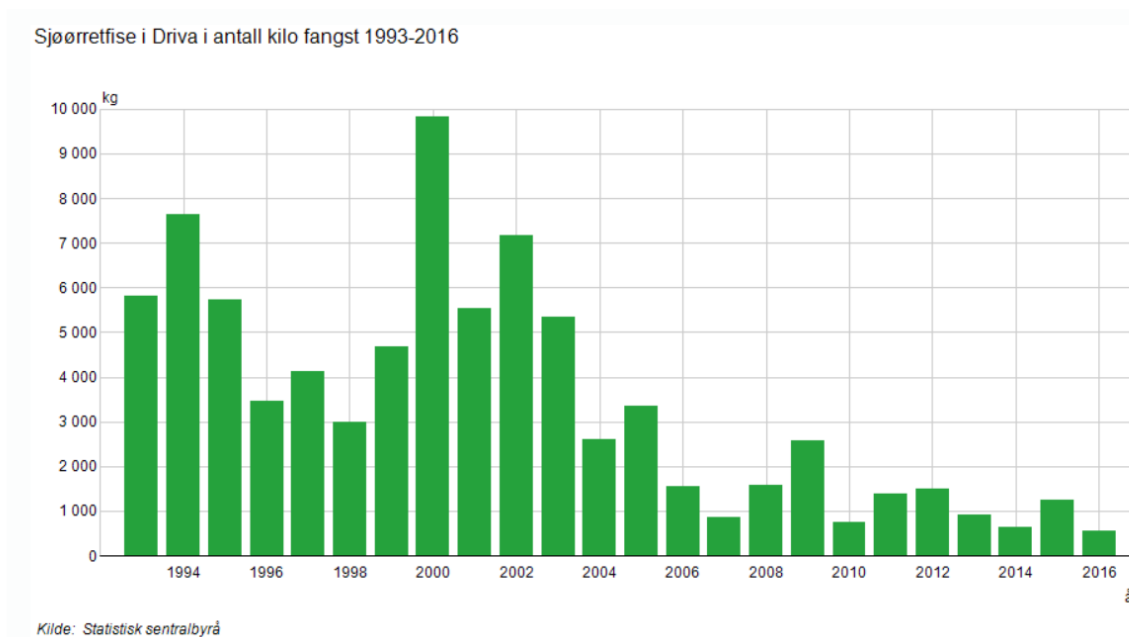
3.7.2 Bakgrunnssituasjon - vill anadrom fisk i regionen

Driva, med utløp innerst i Sunndalsfjorden, har i tidligere tider vært en svært god lakseelv og et av Nord-Europas beste sjørretvassdrag. Fangstene har imidlertid vært svært variable de seneste om lag 25 år, der antall kilo laks har variert fra drøyt 1000 kilo på slutten av 1990-tallet til om lag 8500 kg i toppåret 2012, se figur nedenfor.



Figur 12 Antall kilo laks tatt i Driva i perioden 1993 – 2017. Kilde: SSB.no (statistikken i SSB går ikke lenger tilbake enn 1993).

I samme periode har sjørreten gått dramatisk tilbake. I årene før nedgangen begynte i 2004-2005 lå fangstene på mellom 3 og 7 tonn i året, med toppår i 2000 da det ble tatt hele 9800 kg. De senere år har det generelt vært svært lave fangster, se figuren som følger.



Figur 13 Sjørøretfise i Driva har gått markant tilbake etter 2003, og de senere årene har sjørøreten hatt svært dårlige forhold. Kilde: SSB.no (statistikken i SSB går ikke lengere tilbake enn 1993).

Lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* påvist i Drivaregionen første gang i 1975 og i Driva i 1980 (www.miljødirektoratet.no). Parasitten har vist seg vanskelig å bli kvitt i vassdraget og i 2016 ble arbeidet med bygging av verdens største fiskesperre startet opp ved Snøvasmelan, om lag 25 km fra elvemunningen ved Sunndalsøra. Fiskesperren stod ferdig i 2017, og det er planlagt kjemisk behandling av vassdraget om 4-6 år, når det er sannsynliggjort at all laks oppstrøms terskelen har vandret ut. Laksebestanden er bevart i genbank, sjørøret skal bevares ved å flytte gentestet og saltbehandlet fisk oppstrøms terskelen fra og med 2017.

3.7.3 Laksens oppholdstid i fjordsystemet

Når laksen vandrer inn i fjordsystemene på gytevandring går den typisk høyt i vannet og gjerne nære land. På grunn av dette er utøvere av garnfiske pliktige til å sette garn slik at hele fangstdelen står minst tre meter under havoverflaten til enhver tid i perioden 1. mars til 30. september (www.fiskeridirektoratet.no). Sjansen for å få laks i lovlig satte garn viser seg å være forsvinnende liten. Laksen vandrer aktivt mot kystvann uavhengig av strømforhold med en hastighet på 50-100 km i døgnet (Hansen & Quinn, 1998). Vandringshastigheten avtar gjerne i kystnære farvann og estuarier, en mulig forklaring er at laksen trenger noe tid på å lokalisere riktig fødeelv. I en studie om gytevandring og gyteatferd hos villaks og rømt oppdrettslaks i Namsen og Altaelva (Thorstad et al. 1996), ble vandringshastigheten i fjorden estimert til 20,6 km/døgn for villaks og 19,8 km/døgn for oppdrettslaks, noe som ikke var signifikant ulikt. Vandringshastigheten i fjorden var heller ikke signifikant forskjellig fra vandringshastigheten i nedre deler av Nansenvassdraget (om lag 11 km oppstrøms), som er fritt for vandringshindre. Johnsen et al. (1996) undersøkte laksens vandringer i Sandsfjordsystemet og i Suldalslågen i 1995 ved hjelp av radiotelemetri. Fisken ble fanget i kilenot om lag en km fra utløpet av Suldalslågen, merket og sluppet midtfjords 3,5 km fra munningen av Suldalslågen. Her varierte vandringshastigheten i sjø fra 2,4 til 21,3 km/døgn, altså betydelig lavere hastighet enn hva som ble målt utenfor Namsen. Fisken ble registret litt oppe i Suldalslågen, i kulpen under Sandsfossen. Noe av forklaringen på den lave observerte vandringshastigheten kan ligge i at fisken har stoppet opp ved munningen og oppholdt seg der en tid før oppvandring i vassdraget, selv om mange andre studier har vist direkte oppvandring i elv fra sjø. Forvirring knyttet til driftsvann fra Hylen kraftverk nevnes også som en mulig forklaring, men her foreligger det en del usikkerhet.

Hansen et al. (1993) fant at laks som ble fanget og gjenfanget i Sognefjorden vandret gjennomsnittlig 22,6 og 46,6 km henholdsvis på den første og andre dagen etter utsetting. Tilsvarende tall i Trondheimsfjorden var 32,8 og 37,4 km/døgn.

Laksesmoltens vandring fra elv til sjø karakteriseres av aktiv svømming ut mot åpent hav, uten opphold for akklimatisering fra ferskvann til saltvann. Når smolten forlater vassdraget og vandrer ut i sjø kalles den postsmolt og denne forlater gjerne vassdraget synkront natterstid og går høyt i overflaten (Moore et al. 1995; Lacroix et al. 2004). Det meste av vandringen foretas i dyp på 1-3 meter, men den foretar også irregulære dykk ned til om lag 6,5 meter (Davidsen et al. 2008). Vandringshastigheten viser seg å være høyere om natten enn om dagen samt at hastigheten øker med økende salinitet i vannet (Hedger et al. 2008). På grunn av liten størrelse er vandringshastigheten betydelig lavere enn for eldre laks, i en norsk fjord ble hastigheten registrert til 8,7 km/døgn (Thorstad et al. 2007). Studier foretatt i ulike kystnære områder og fjorder i Norge viser at postsmolten kan bruke fra noen dager og opptil fire uker på å nå åpent hav, avhengig av fjordlengden (Finstad et al. 2005; Thorstad et al. 2007; Davidsen et al. 2009 og Økland et al. Upubliserte data). Som hos voksen fisk foreligger det store individuelle variasjoner når det gjelder vandringshastighet også hos postsmolt.

3.7.4 Sjøørretens oppholdstid i fjordsystemet

Sjøørreten oppholder seg stort sett i fjordsystemene og i kystnære farvann sommerstid og er ikke havgående som laksen. I perioden 2009-2011 ble det utført vandringsstudier hos sjøørret fra Driva i elv og sjø (NINA Rapport; 1253 – 2017). Høsten 2009 og våren 2010 ble umoden og voksen sjøørret i Driva fanget og utstyrt med nyutviklede sendere med dybdesensorer. For å overvåke fiskens vandring i fjordene ble det etablert et nett av lyttebøyer i fem soner fordelt fra området ved Drivas utløp i sjø til de ytre fjordstrøk i Tingvollfjorden. Det ble også satt opp flere lyttestasjoner i Driva samt i nedre deler av Litledalselva, Usma og Batnfjordselva, som er henholdsvis 2, 12 og 65 km fra Driva.

Merkestudiene viste at overvintrende sjøørret vandret ut i sjøen før det skjedde en økning i vannføring og vanntemperatur om våren. Fjordvandringene hos både umodne og voksne sjøørreter fra Driva var forholdsvis lange, slik at også ytre fjordstrøk ble benyttet i løpet av sesongen. Det ble registrert tre individer i Litledalselva, 15 i munningen til Usma og en i elvemunningen til Batnfjordselva (65 km unna Driva). Fisken ved Usma ble i hovedsak registrert i mai-juni og disse fiskene ble registrert på bøyer lengre ute i fjordsystemet på et senere tidspunkt.

Som laksen benyttet også sjøørreten i all hovedsak det øvre vannlaget i Sunndalsfjorden og Tingvollfjorden, med over 90 % av alle registreringer mellom overflaten og ned til fire meters dybde.

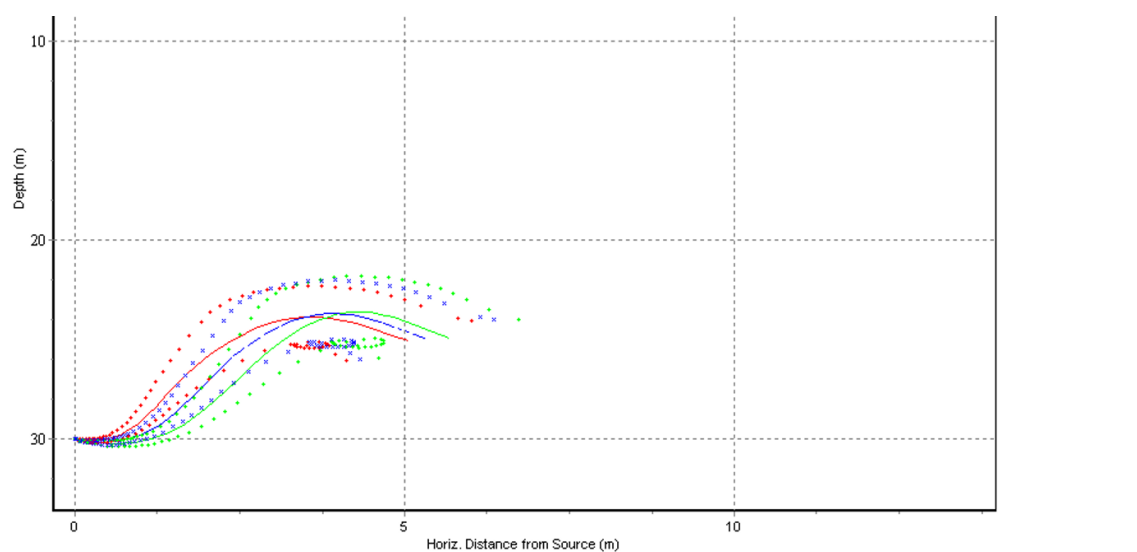
Lengden på sjøoppholdet hos de merkede individene var sterkt varierende. De fleste hadde noen ukers sjøopphold før det returnerte til Driva, mens enkelte sjøørreter oppholdt seg i saltvann og brakkevann gjennom mesteparten av året. Gjennomsnittlig oppholdstid i sjø lå mellom 81 og 84 dager i perioden 2010-2011 (NINA Rapport; 1253 – 2017).

3.7.5 Omfang og konsekvensvurdering

Sunndalsfjorden/Tingvollfjorden som helhet har stor verdi for anadrom fisk, både som leveområde for sjøørret tilknyttet fjordsystemet og for inn- og utvandrende laks.

Noen forhold er her viktige for vurdering av konsekvenser:

- Spredningsberegningene for aktuelt utslippsdyp (på minus 30 meter) og -mengder viser at utslippet ville være på min. ca. 20 m dyp og dypere som vist på figuren som følger. Ut fra feltregistreinger og undersøkelser vil hverken villaks eller sjøørret normalt gå ned på dette dypet under vandring eller opphold. Ved eventuelle kortvarige utslipp av noe forhøyet saltinnhold vil villfisk unngå dette nær utslippspunktet.



Figur 21: Utslippet vertikale bevegelse. Sommer, rørdiameter: 30 cm, utslippsdyp 30 m. Rød 300 000 m³/år, blå 400 000 m³/år og grønn 500 000 m³/år. Linje viser senter av utslippet, prikker viser ytterkanten.

Figur 14 Vertikal spredning av utslippet i hht. spredningsanalyse

- Utslippspunktet ligger i en bratt sprengsteinsskråning, som ikke er et foretrukket habitat for vill laksefisk

Med utgangspunkt i de stedlige forhold og beregningene for forurensning og fortynningseffekter beskrevet i Konsekvensutredning – Reguleringsplan for Bergmesteren Raudsand – Temarapport Ikke-prissatte konsekvenser (Norconsult februar 2018), vurderes omfanget for vill anadrom fisk å være ubetydelig og medføre ubetydelig – liten negativ konsekvens.

4 Referanser

- Dyb, J. E., Tuene, S. og Rønneberg, J. E. 2003. Storfjordundersøkelsen. Del 2- Hydrografi i Storfjorden, historisk oversikt. Rapport nr. Å0322. Møreforskning Ålesund. 52 sider
- Multiconsult. 2017. Raudsand utfylling, Nesset kommune. Strømanalyse. Dato/revisjon 7. november 2017/0
- NIVA. 1990. Tiltaksorientert overvåking av Sunndalsfjorden, Møre og Romsdal. Delrapport 6 Vannutskifting og vannkvalitet. Overvåkingsrapport nr. 382/89. 45 sider
- Resipientanalyse. 2011. Overvåking av Sunndal- og Tingvollfjorden. Sluttrapport. Utkast til rapport nr. 560-2011. 215 sider
- SWECO. 2017. Utslippsvann – input til spredningsanalyse. 27.06.2017
- NIBIO, 2017. Raudsand gruver. Miljøovervåking av avrenning i 2016
- Barton, B. A. & Iwama, G. K. (1991) "Physiological changes in fish from stress in aquaculture with emphasis on the response and effects of corticosteroids", *Annual Review of Fish Diseases*, **1**: 3-26
- Barton, B. A. & Schreck, C. B. (1987) "Influence of acclimation temperature on interrenal and carbohydrate stress response in juvenile Chinook salmon", *Aquaculture*, **62**: 299-310
- Einarsdóttir, I. E. & Nilssen, K. J. (1996) "Stress responses of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) elicited by water level reduction in rearing tanks", *Fish Physiology and Biochemistry*, **15**: 395-400
- Heath, A. G. (1995) Water pollution and fish physiology. (2nd ed.). *Lewis Publishers*. 359 p.
- Iwama, G. K. (1998) "Stress in fish", *Annals of the New York Academy of Sciences*, **851**: 304-310
- Miljødirektoratet (2016). Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota (M-608). 24 s.
- Pickering, A. D. (1992) "Rainbow trout husbandry: management of the stress response", *Aquaculture*, **100**: 125-139
- Pickering, A. D. (1993) "Growth and stress in fish production", *Aquaculture*, **111**: 51-63
- Sloth, J. (2004). Specification analysis of arsenic: development of selective methodologies for assessment of seafood safety. (Dr. Scient.) Department of biology, University of Bergen.
- Bremset, G., Urke, H., Solem, Ø., Kjøsnes, A., Kristensen, T. & Ulvund, J. 2017. Studier av vandring hos sjøaure fra Driva. Vandringsmønster i elv og sjø i perioden 2009-2011. NINA Rapport nr 1253. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Trondheim.
- Davidson, J. G., Rikardsen, A. H., Halttunen, E. et al. 2009. Migratory behavior and survival rates of wild northern Atlantic salmon *Salmo salar* post-smolts: effects of environmental factors. *Fish Biol* 75:1700-1718.
- Finstad, B., Økland, F., Thorstad, E. B., Bjørn, P. A., and McKinley, R. S. 2005. Migration of hatchery-reared Atlantic salmon and wild sea trout post-smolts in a Norwegian fjord system. *Journal of Fish Biology*, 66: 86–96.
- Hansen, L.P., and Quinn, T.P. 1998. The marine phase of the Atlantic salmon (*Salmo salar*) life cycle, with comparisons to Pacific salmon. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **55** (Suppl. 1): 104–118.
- Hedger R. D., Martin F., Hatin D., Caron F., Whoriskey F. G., Dodson J. J. Active migration of wild Atlantic salmon *Salmo salar* smolt through a coastal embayment, *Marine Ecology Progress Series*, 2008, vol. 355 (pg. 235-246)

J. G. Davidsen, N. Plantalech Manel-la, F. Økland, O. H. Diserud, E. B. Thorstad, B. Finstad, R. Sivertsgård, R. S. McKinley & A. H. Rikardsen 2008. Changes in swimming depths of Atlantic salmon *Salmo salar* post-smolts relative to light intensity. Upublisert

Johnsen, B. O., Økland, F., Lamberg, A., Thorstad, E.B. & Jensen, A.J. 1996. Undersøkelser av laksens vandringer i Sandsfjordsystemet og i Suldalslågen i 1995 ved hjelp av radiotelemetri. – NINA Oppdragsmelding 421: 1-44.

Konsekvensutredning – Reguleringsplan for Bergmesteren Raudsand – Temarapport Miljøpåvirkning (Norconsult nov. 2017)

Konsekvensutredning – Reguleringsplan for Bergmesteren Raudsand – Temarapport Ikke-prissatte konsekvenser (Norconsult februar 2018)

Lacroix, G.L., P. McCurdy & D. Knox, 2004. Migration of Atlantic salmon post-smolts in relation to habitat use in a coastal system. Transactions of the American Fisheries Society 133: 1455-1471.

Moore, A., Potter, E.C.E., Milner, N.J., and Bamber, S. 1995. The migratory behavior of wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts in the estuary of the River Conwy, North Wales. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52: 1923–1935.

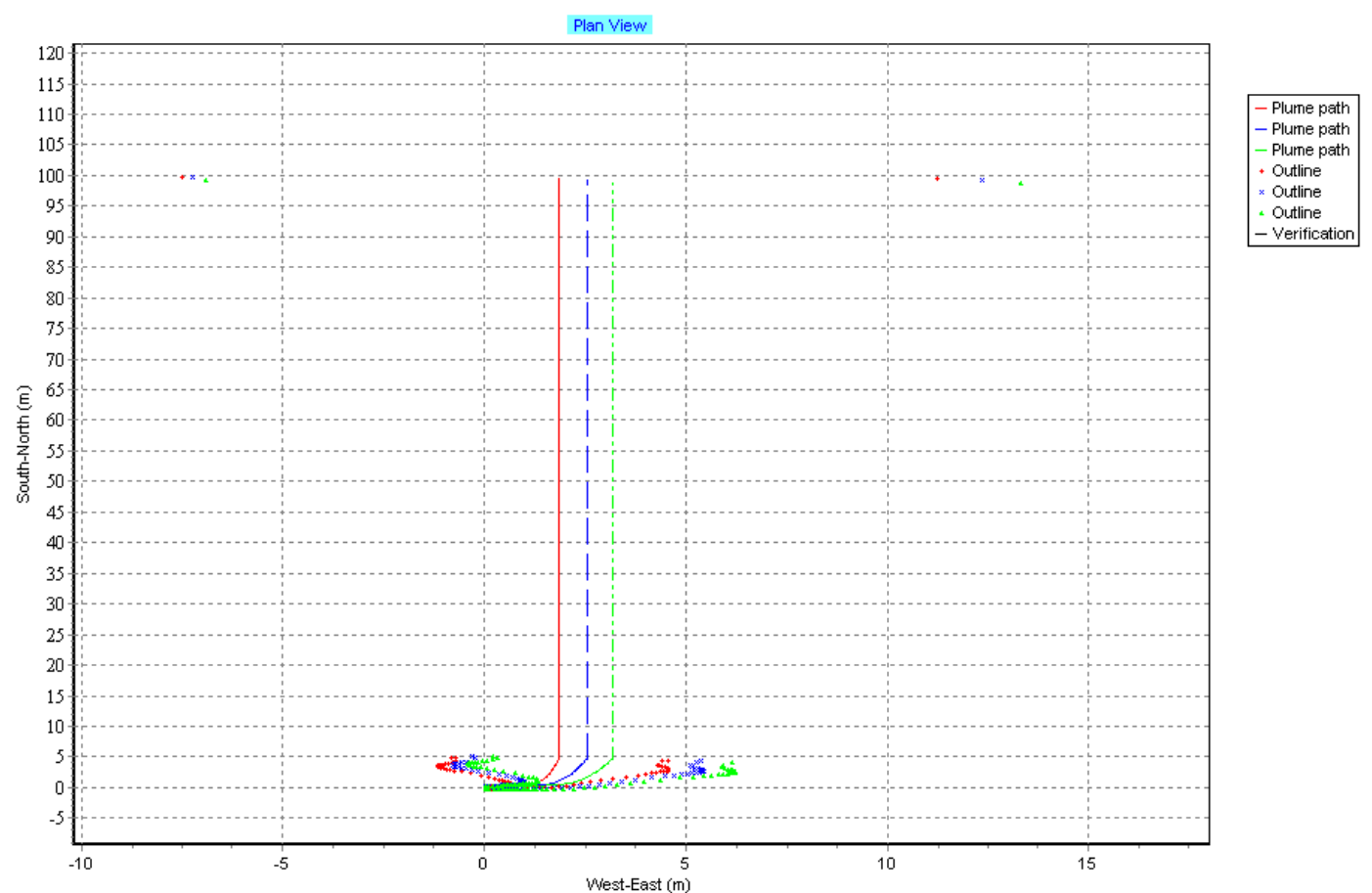
Thorstad, E. B., Heggberget, T. G. & Økland, F. 1996. Gytevandring og gyteatferd hos villaks og rømt oppdrettslaks (*Salmo salar*) i Namsen og Altaelva. – NINA Fagrapport 17: 1-35.

Thorstad E.B, Økland F, Finstad B, Sivertsgård R, Plantalech N, Bjørn PA, McKinley RS (2007) Fjord migration and survival of wild and hatchery-reared Atlantic salmon and wild brown trout post-smolts. Hydrobiologia 582:99–107

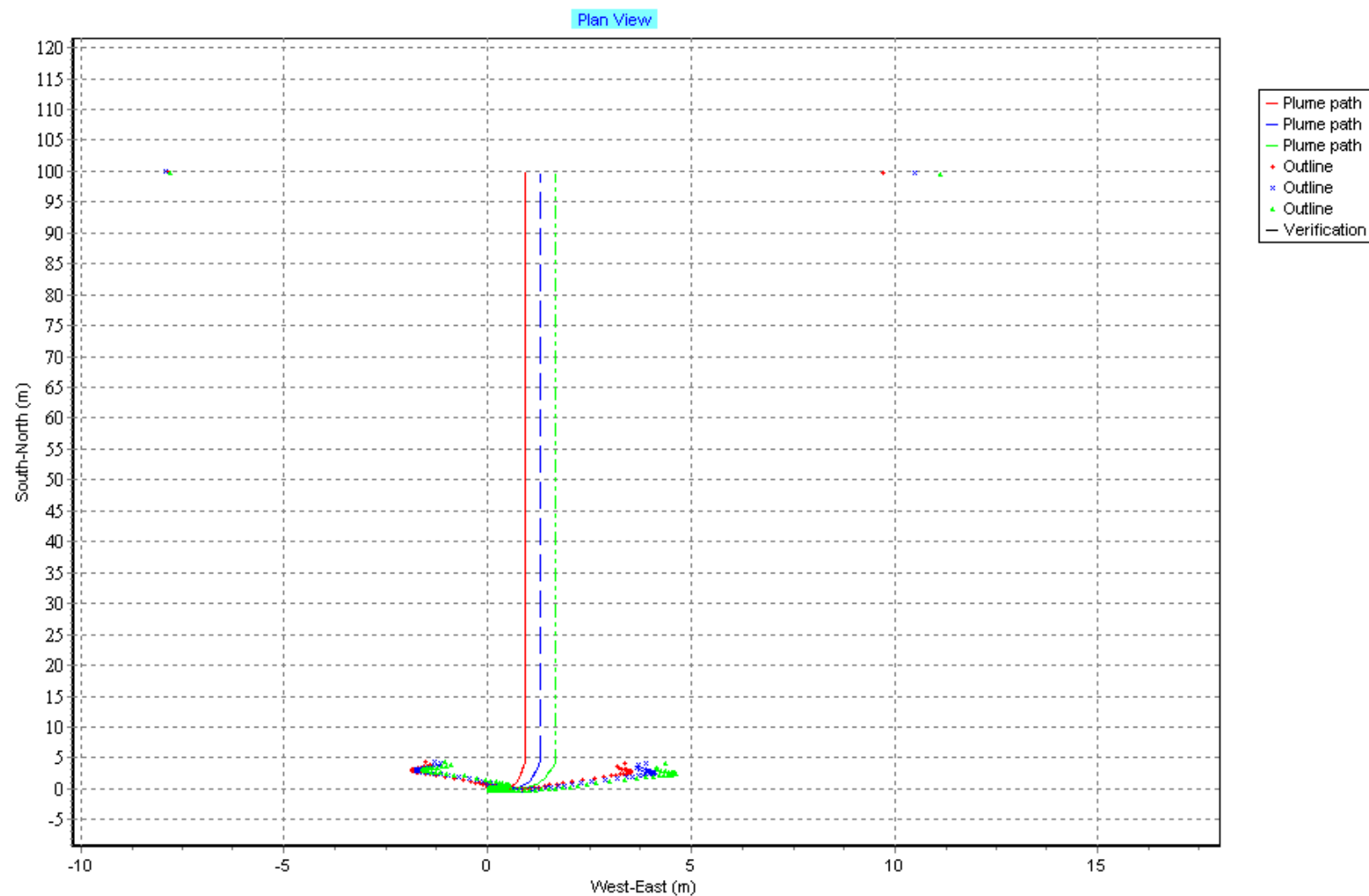
www.fiskeridirektoratet.no

www.miljødirektoratet.no

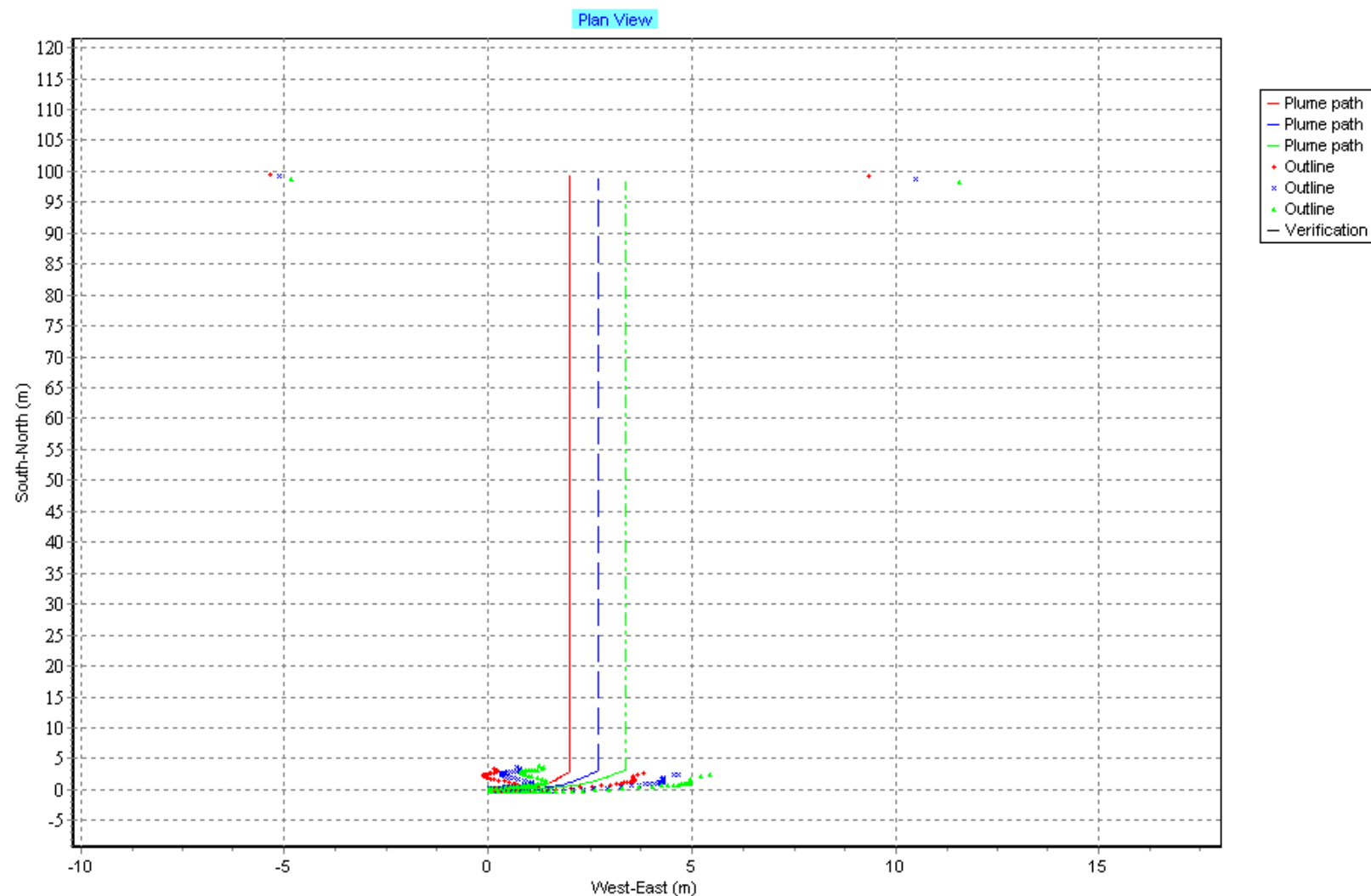
Vedlegg - Grafer fra modelleringen



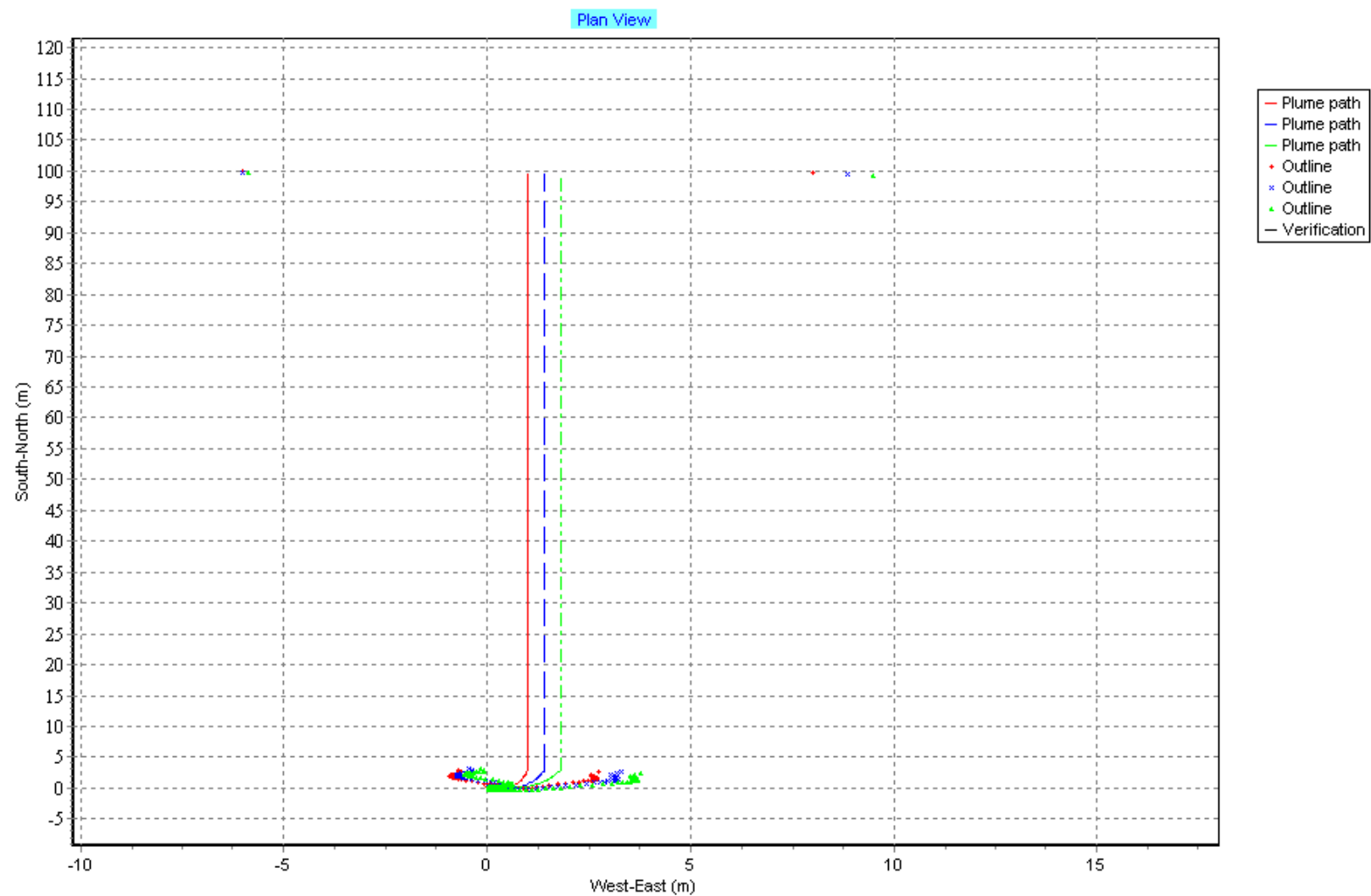
Figur 15 Utslippets horisontale bevegelse. Sommer, rørdiameter: 30 cm, utslippsdyp 30 m. Rød 300 000 m³/år, blå 400 000 m³/år og grønn 500 000 m³/år. Linje viser senter av utslippet, prikker viser ytterkanten.



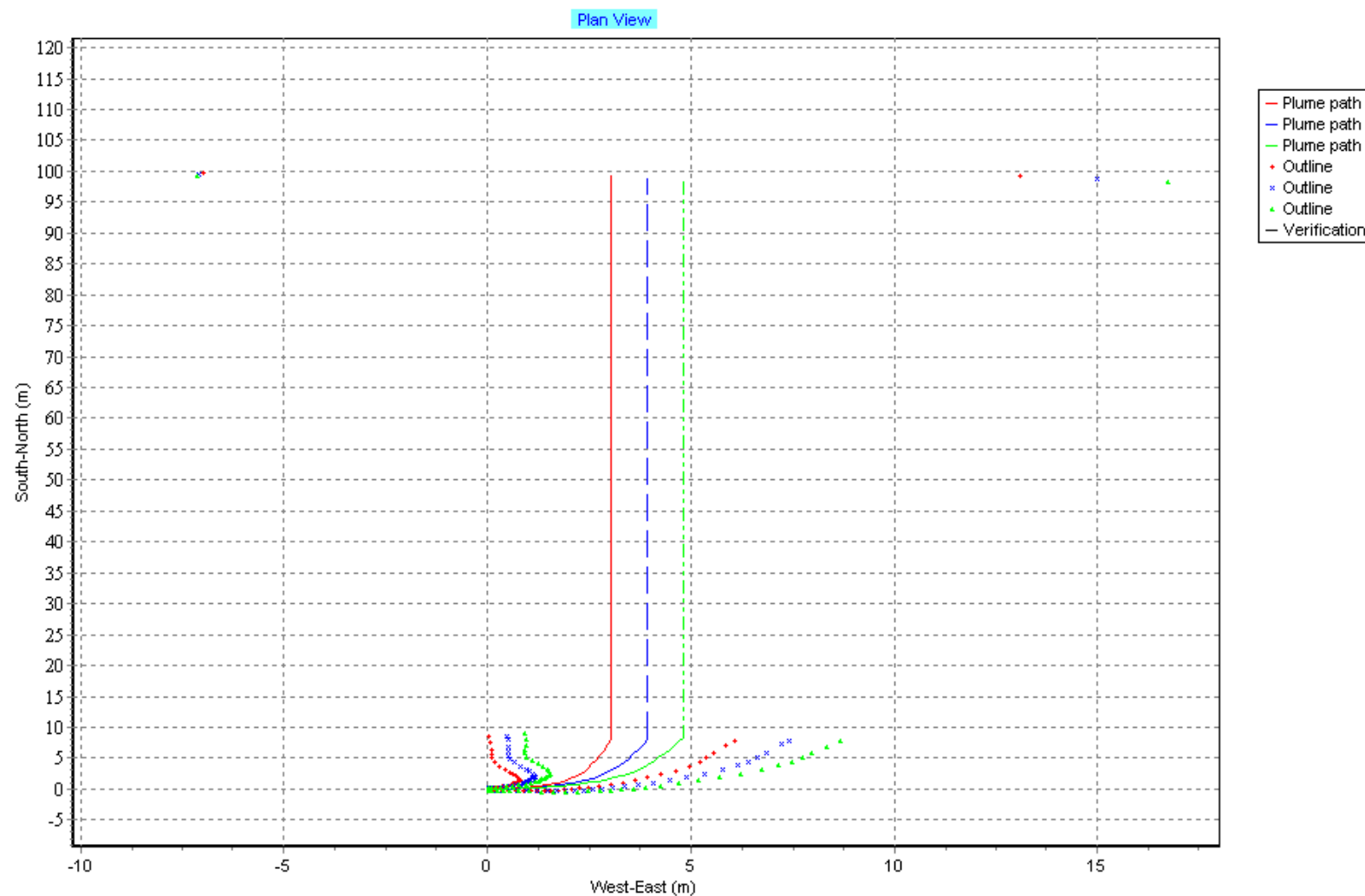
Figur 16: Utslippet horisontale bevegelse. Sommer, rørdiameter: 45 cm, utslippsdyp 30 m. Rød 300 000 m³/år, blå 400 000 m³/år og grønn 500 000 m³/år. Linje viser senter av utslippet, prikker viser ytterkanten.



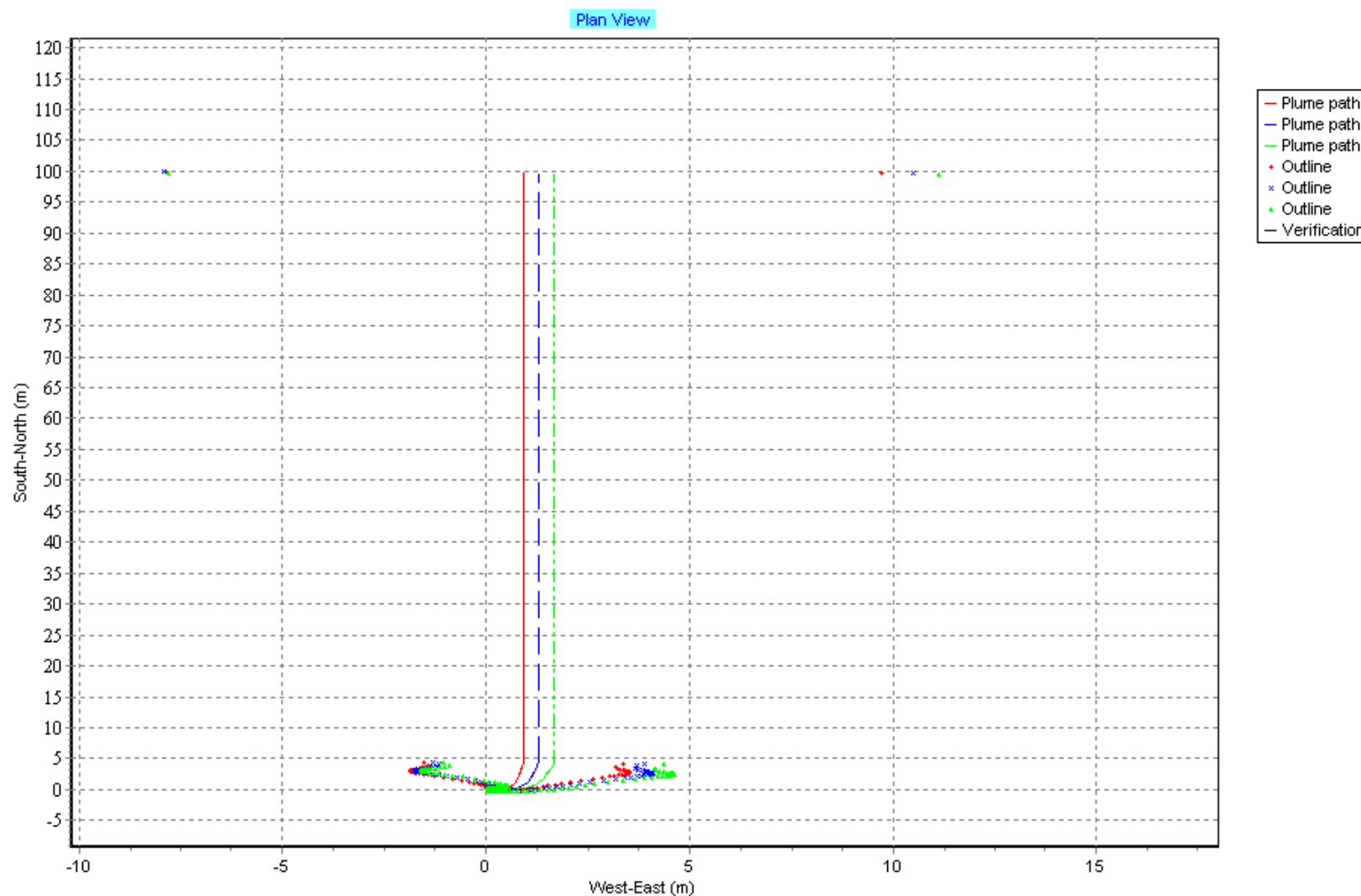
Figur 17: Utslippet horisontale bevegelse. Sommer, rørdiameter: 30 cm, utslippsdyp 15 m. Rød 300 000 m³/år, blå 400 000 m³/år og grønn 500 000 m³/år. Linje viser senter av utslippet, prikker viser ytterkanten.



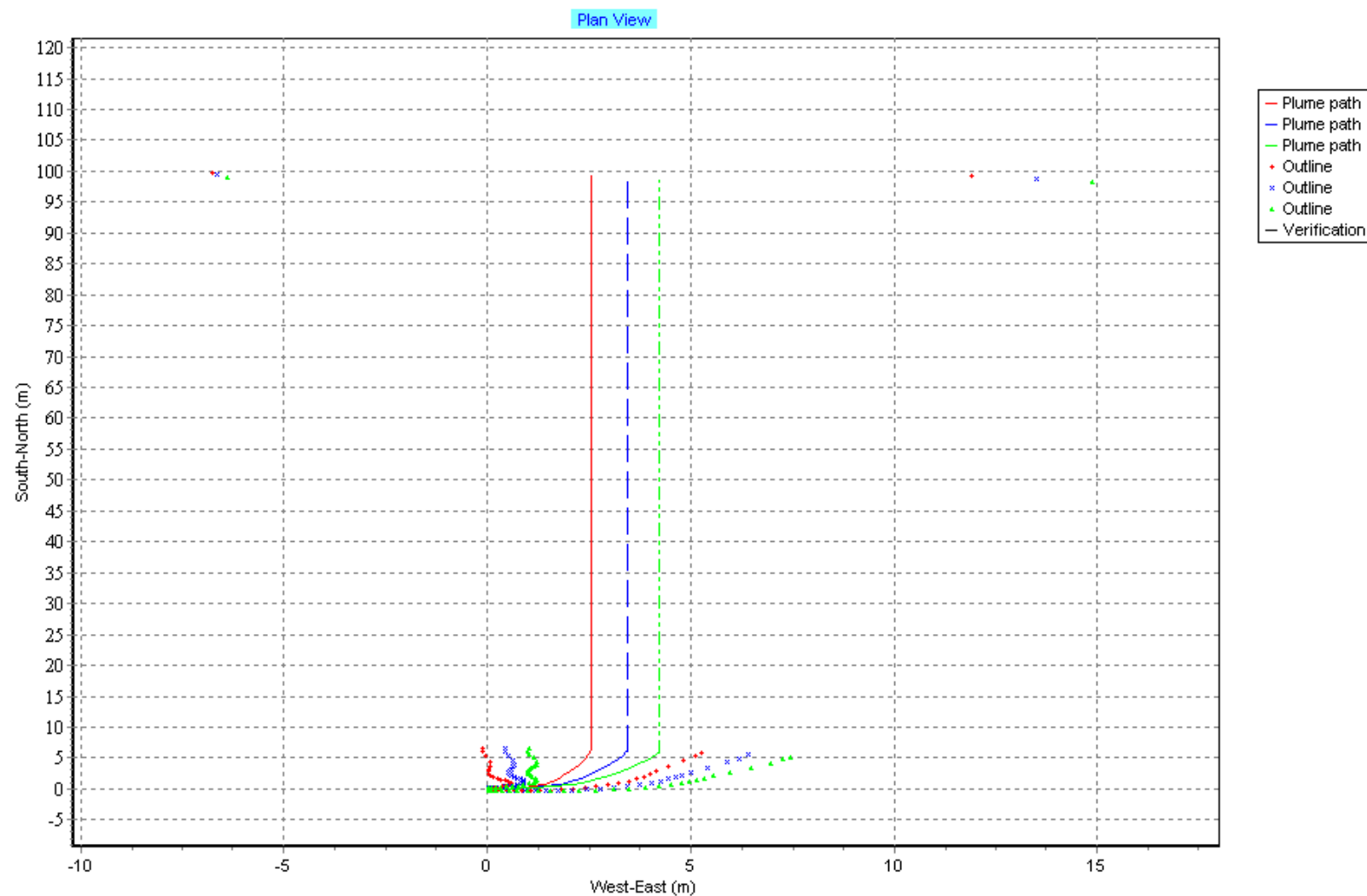
Figur 18: Utslippet horisontale bevegelse. Sommer, rørdiameter: 45 cm, utslippsdyp 15 m. Rød 300 000 m³/år, blå 400 000 m³/år og grønn 500 000 m³/år. Linje viser senter av utslippet, prikker viser ytterkanten.



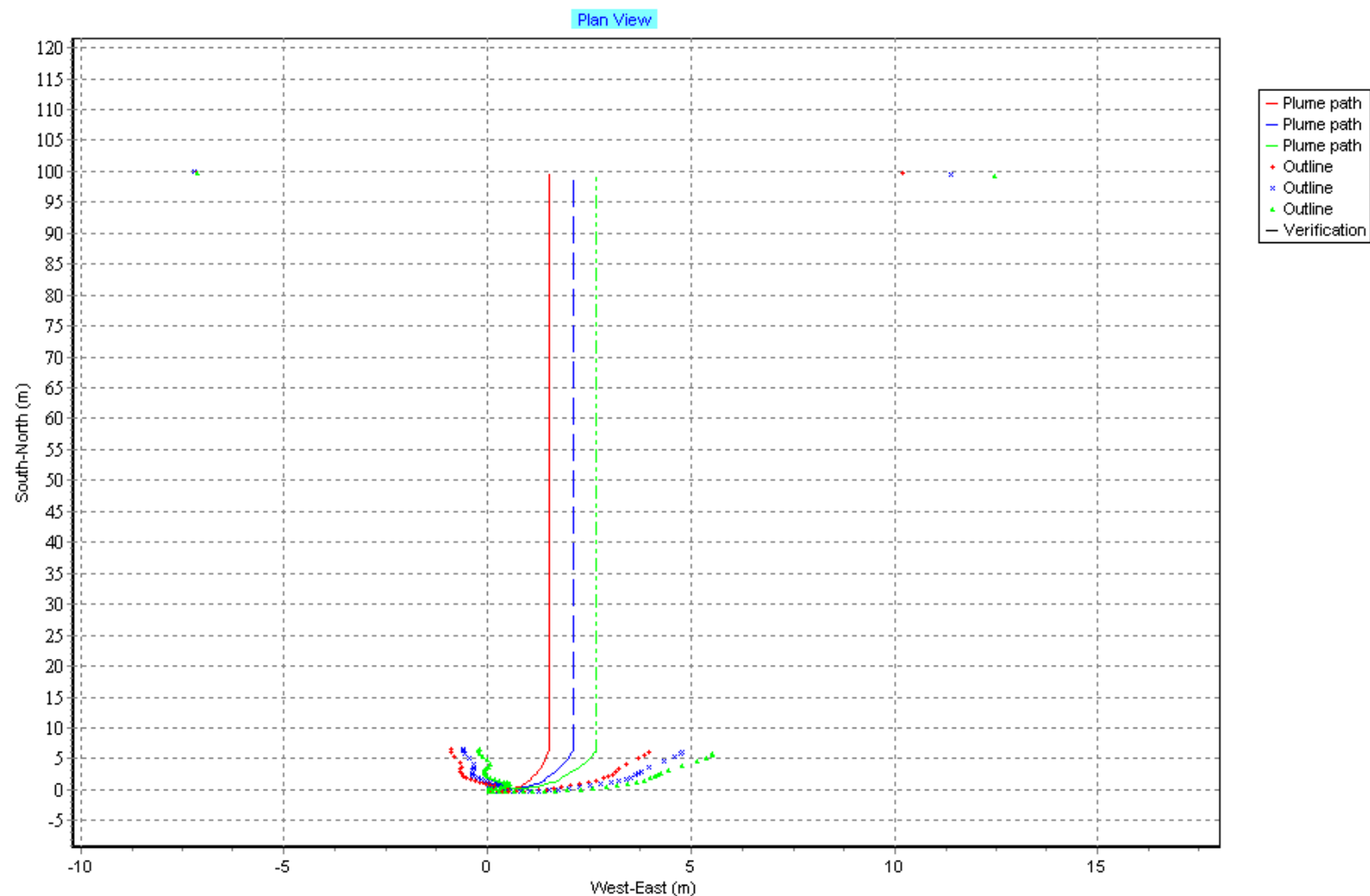
Figur 19: Utslippet horisontale bevegelse. Vinter, rørdiameter: 30 cm, utslippsdyp 30 m. Rød 300 000 m³/år, blå 400 000 m³/år og grønn 500 000 m³/år. Linje viser senter av utslippet, prikker viser ytterkanten.



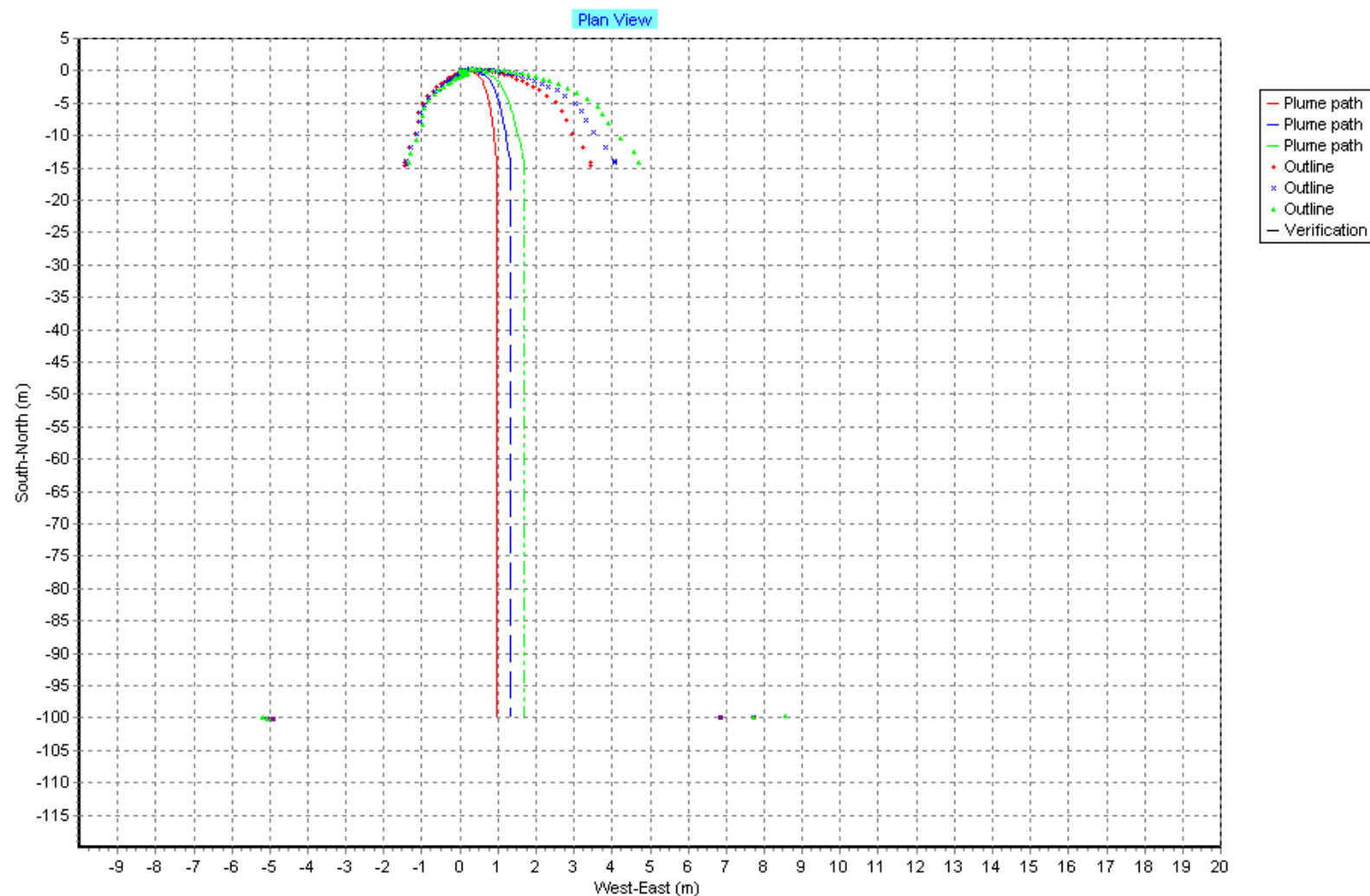
Figur 20: Utslippetts horisontale bevegelse. Vinter, rørdiameter: 45 cm, utslippsdyp 30 m. Rød 300 000 m³/år, blå 400 000 m³/år og grønn 500 000 m³/år. Linje viser senter av utslippet, prikker viser ytterkanten.



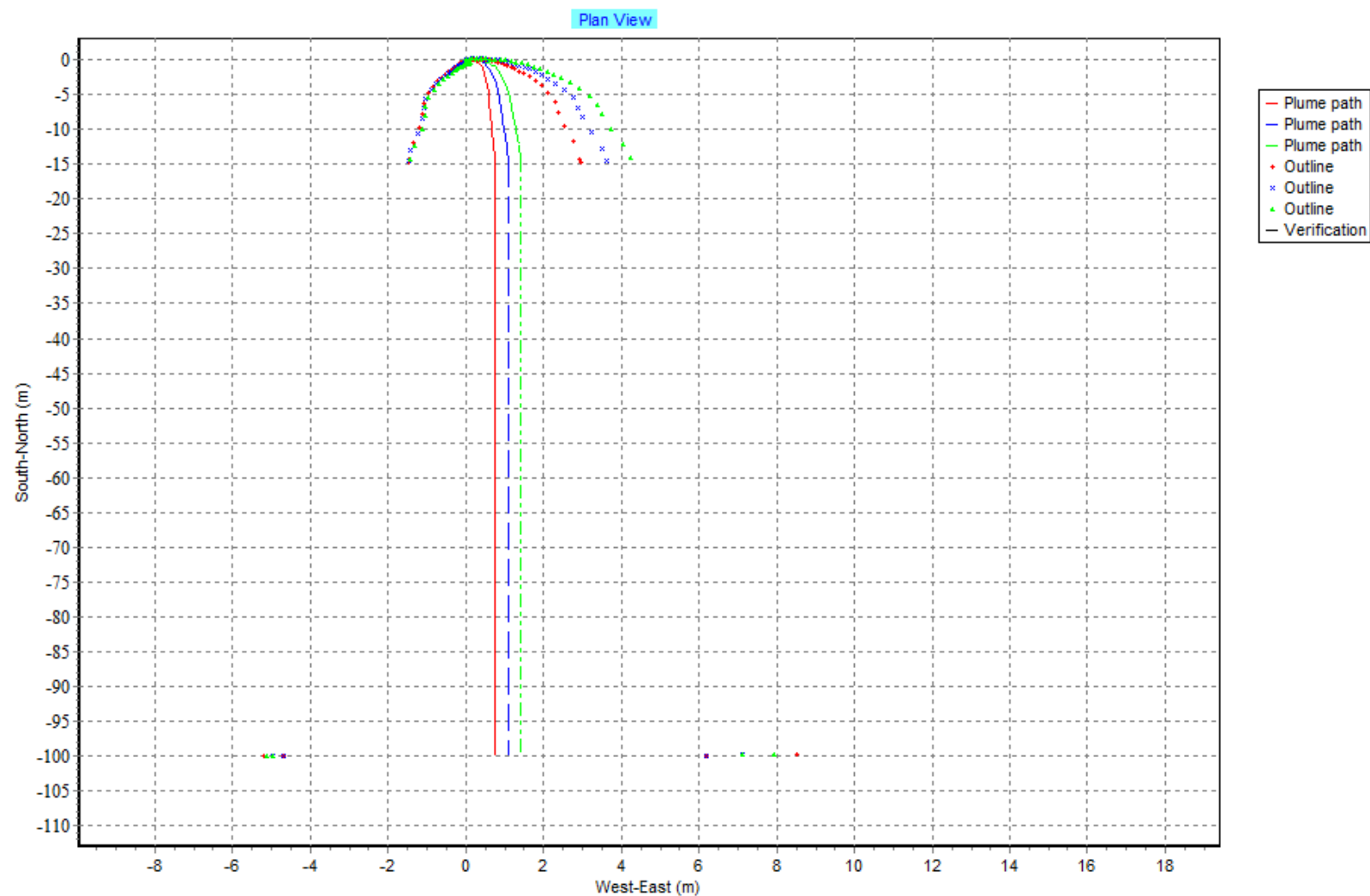
Figur 21: Utslippet horisontale bevegelse. Vinter, rørdiameter: 30 cm, utslippsdyp 15 m. Rød 300 000 m³/år, blå 400 000 m³/år og grønn 500 000 m³/år. Linje viser senter av utslippet, prikker viser ytterkanten.



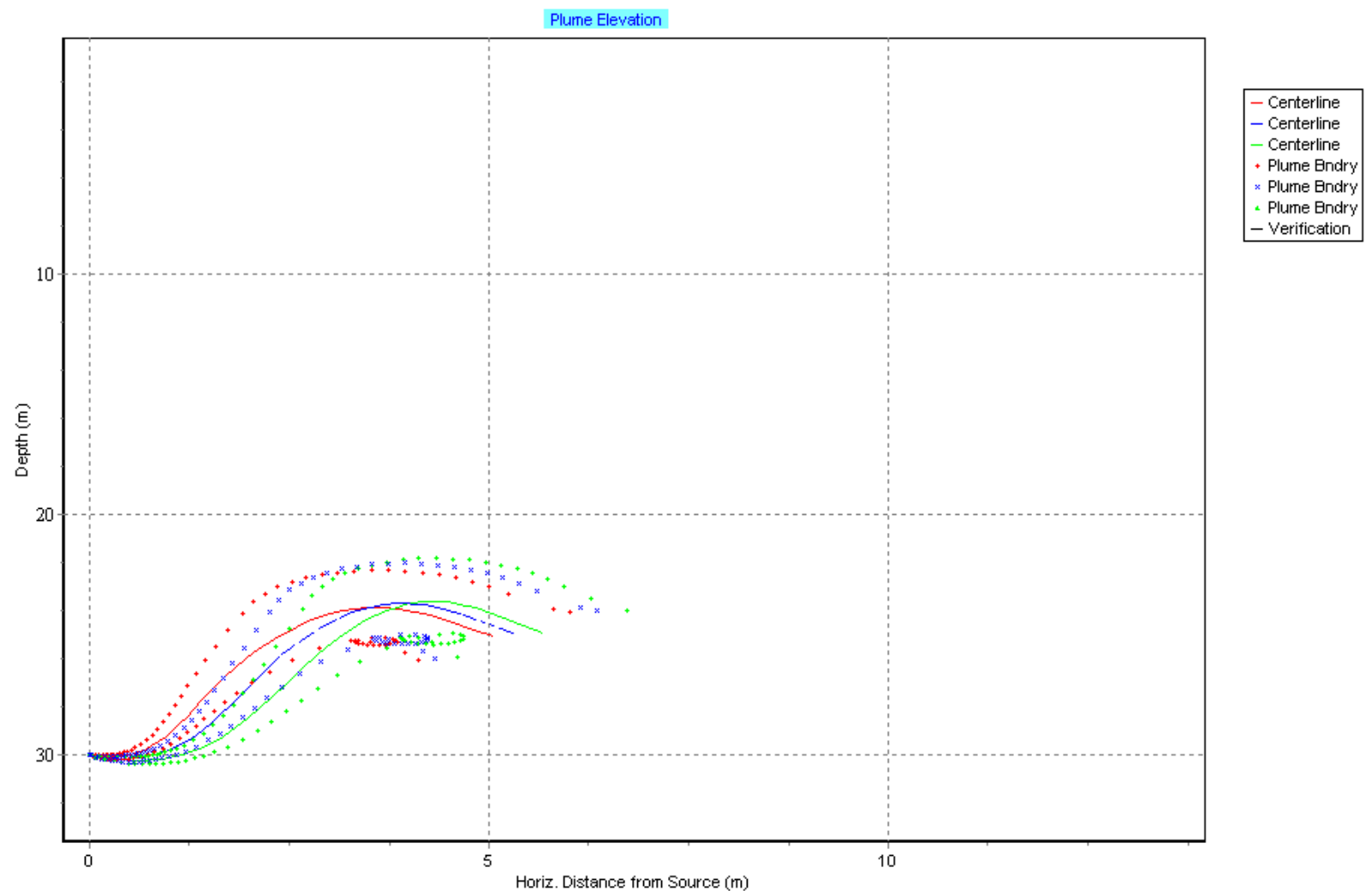
Figur 22: Utslippetts horisontale bevegelse. Vinter, rørdiameter: 45 cm, utslippsdyp 15 m. Rød 300 000 m³/år, blå 400 000 m³/år og grønn 500 000 m³/år. Linje viser senter av utslippet, prikker viser ytterkanten.



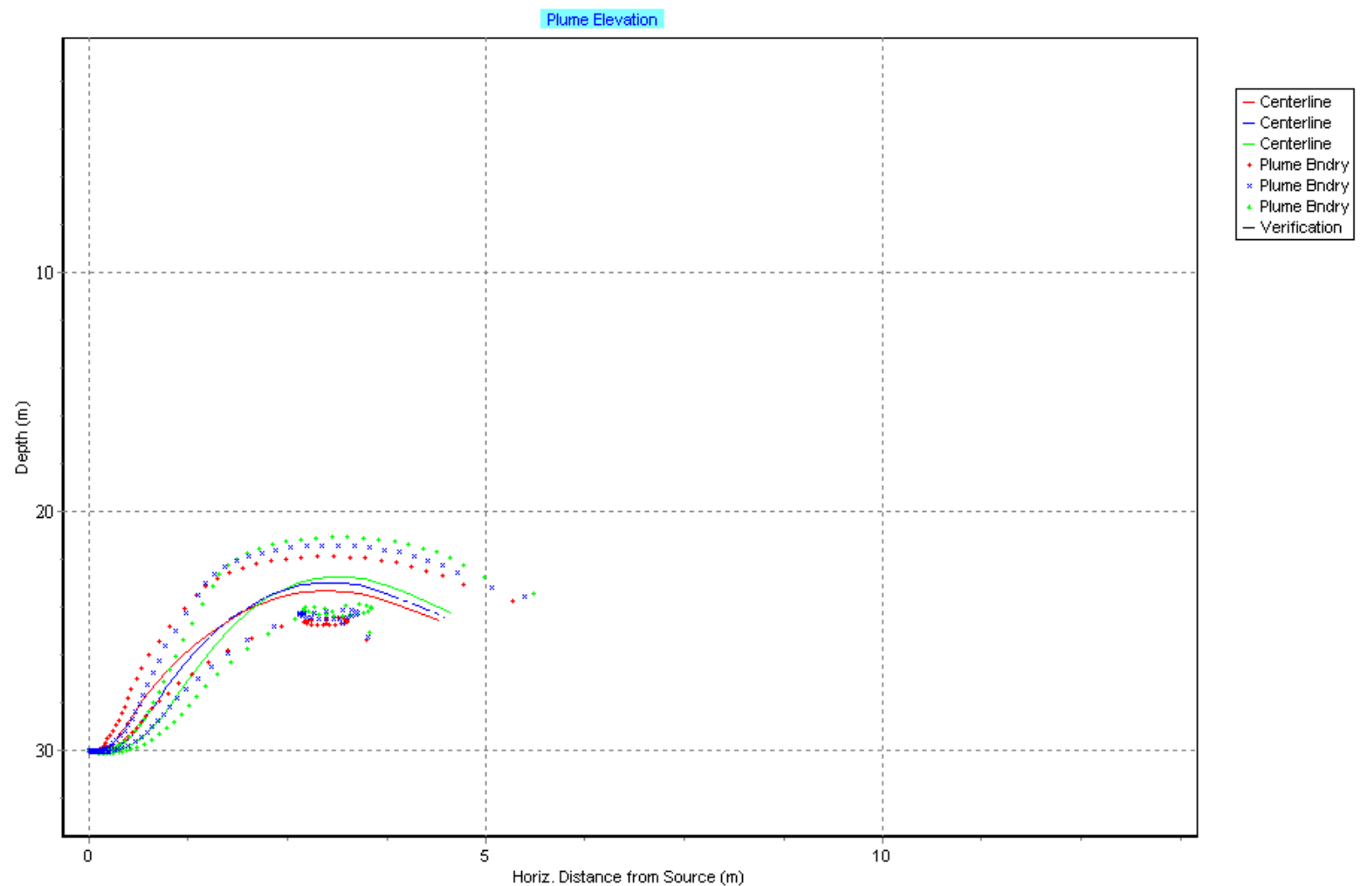
Figur 23: Utslippetts horisontale bevegelse. Målte resipientforhold, rørdiameter: 30 cm, utslippsdyb 30 m. Rød 300 000 m³/år, blå 400 000 m³/år og grønn 500 000 m³/år. Linje viser senter av utslippet, prikker viser ytterkanten.



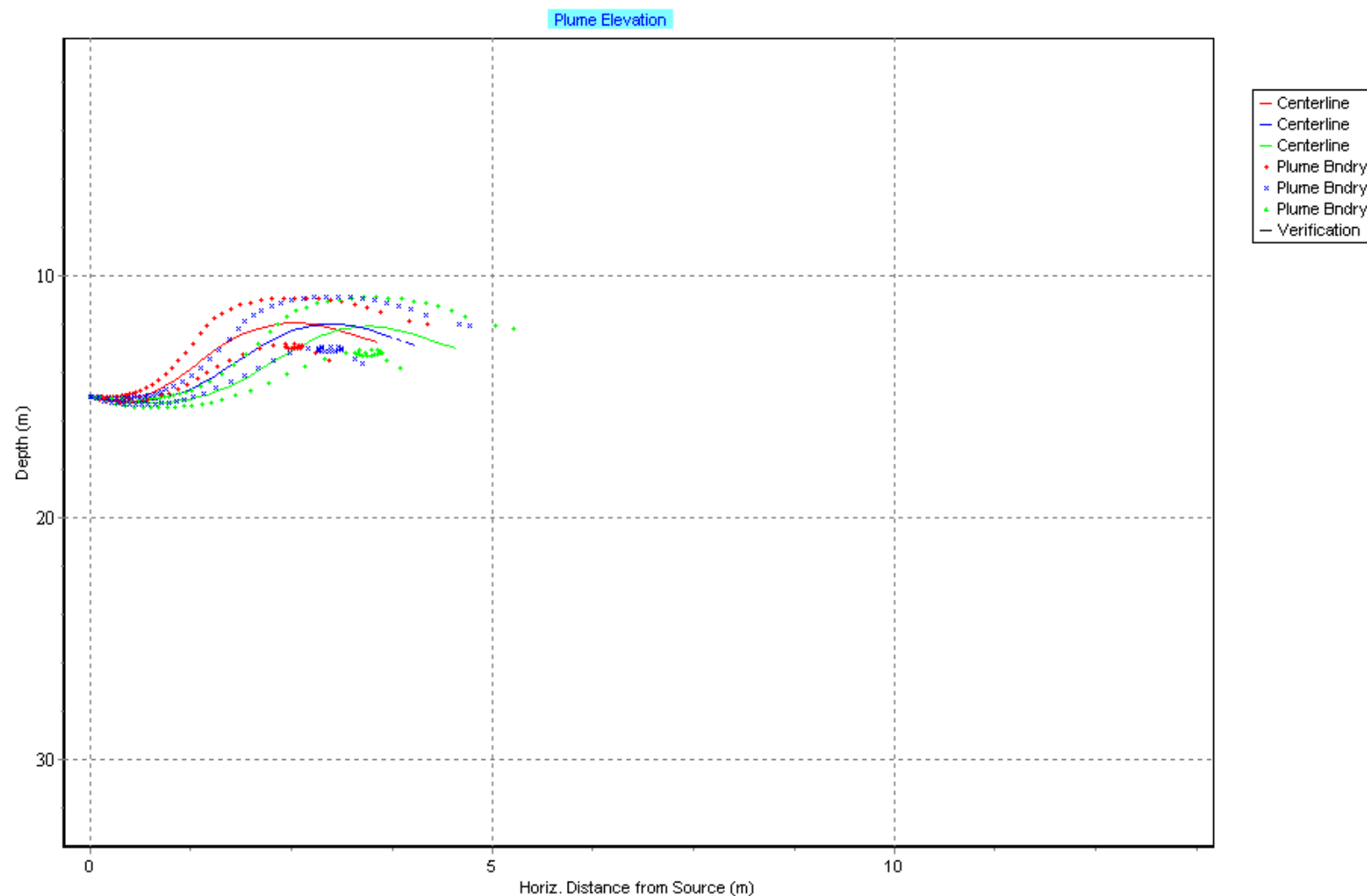
Figur 24: Utslippetts horisontale bevegelse. Målte resipientforhold, rørdiameter: 30 cm, utslippsdyb 30 m. Rød 230 000 m³/år, blå 330 000 m³/år og grønn 430 000 m³/år. Linje viser senter av utslippet, prikker viser ytterkanten.



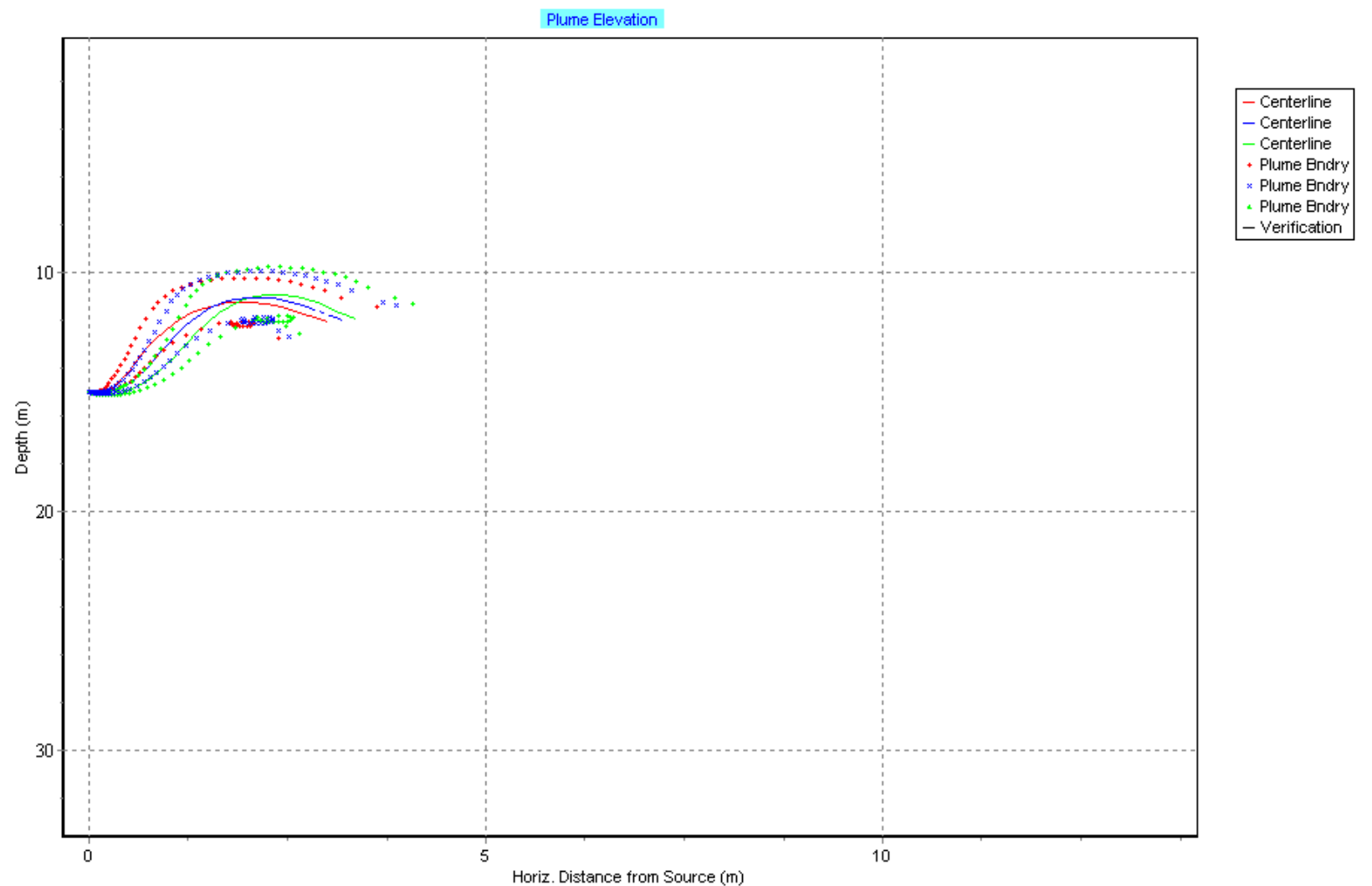
Figur 25: Utslippetts vertikale bevegelse. Sommer, rørdiameter: 30 cm, utslippsdyp 30 m. Rød 300 000 m³/år, blå 400 000 m³/år og grønn 500 000 m³/år. Linje viser senter av utslippet, prikker viser ytterkanten.



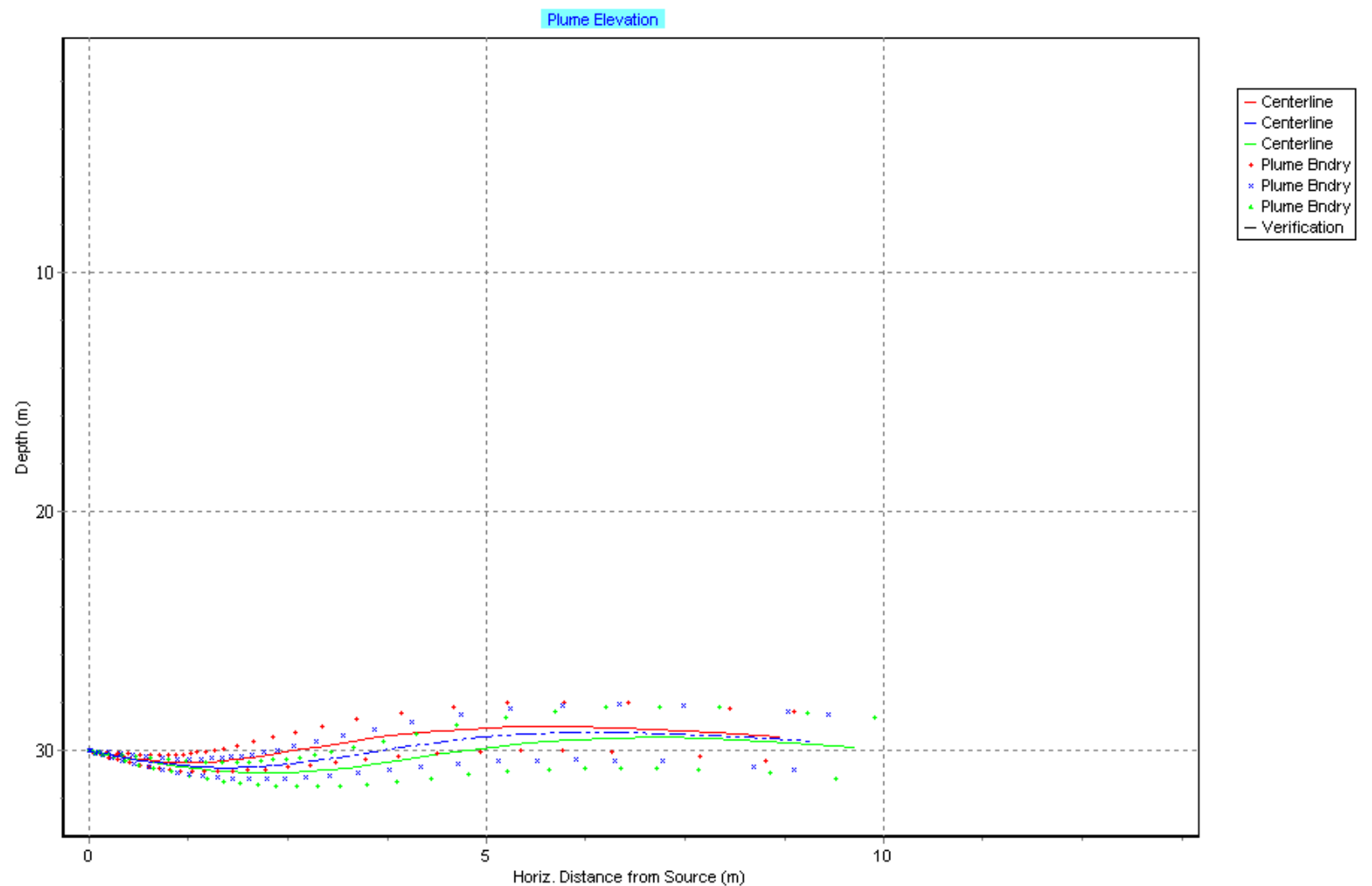
Figur 26: Utslippet vertikale bevegelse. Sommer, rørdiameter: 45 cm, utslippsdyp 30 m. Rød 300 000 m³/år, blå 400 000 m³/år og grønn 500 000 m³/år. Linje viser senter av utslippet, prikker viser ytterkanten.



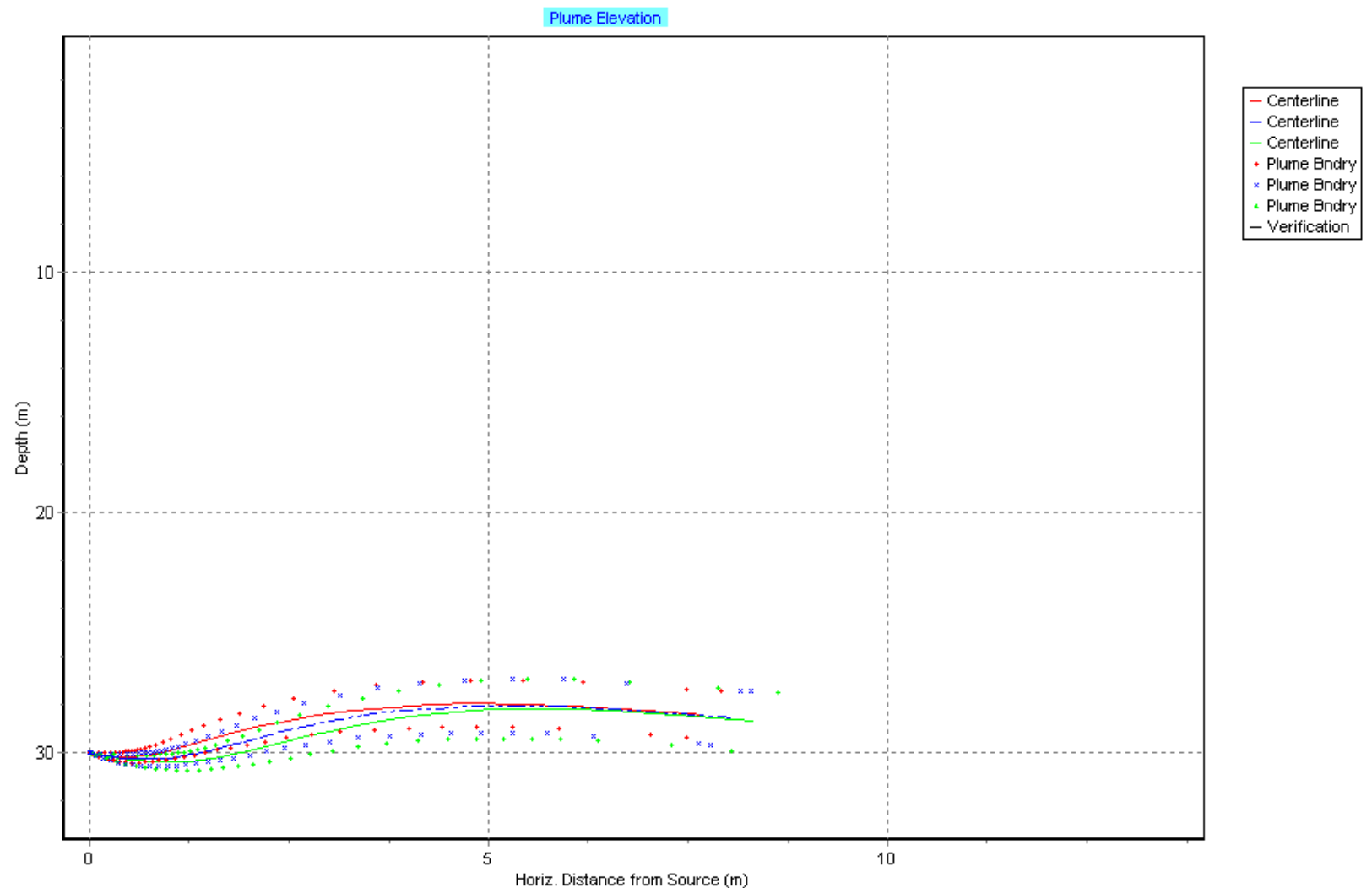
Figur 27: Utslippet vertikale bevegelse. Sommer, rørdiameter: 30 cm, utslippsdyp 15 m. Rød 300 000 m³/år, blå 400 000 m³/år og grønn 500 000 m³/år. Linje viser senter av utslippet, prikker viser ytterkanten.



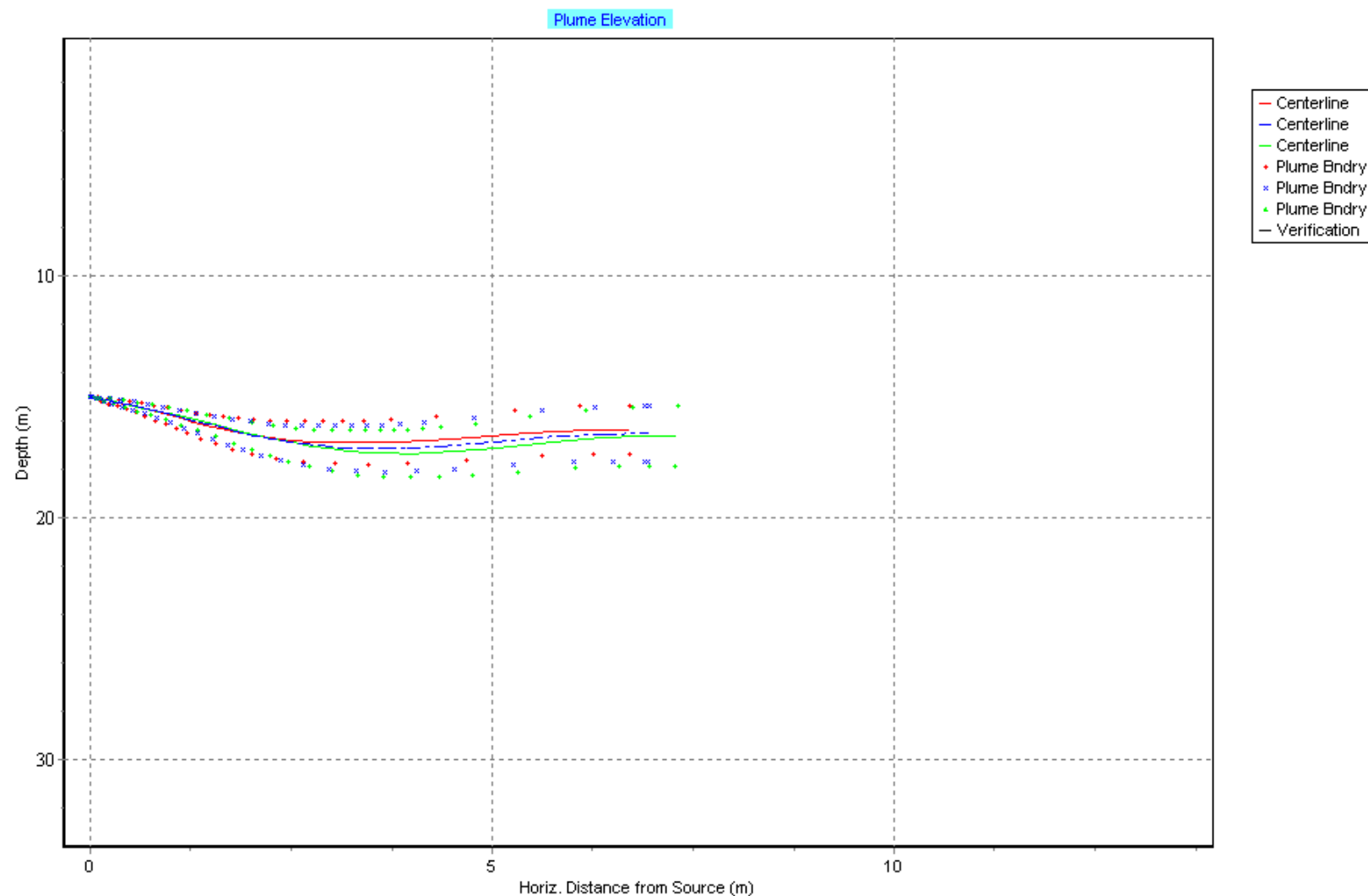
Figur 28: Utslippet vertikale bevegelse. Sommer, rørdiameter: 45 cm, utslippsdyp 15 m. Rød 300 000 m³/år, blå 400 000 m³/år og grønn 500 000 m³/år. Linje viser senter av utslippet, prikker viser ytterkanten.



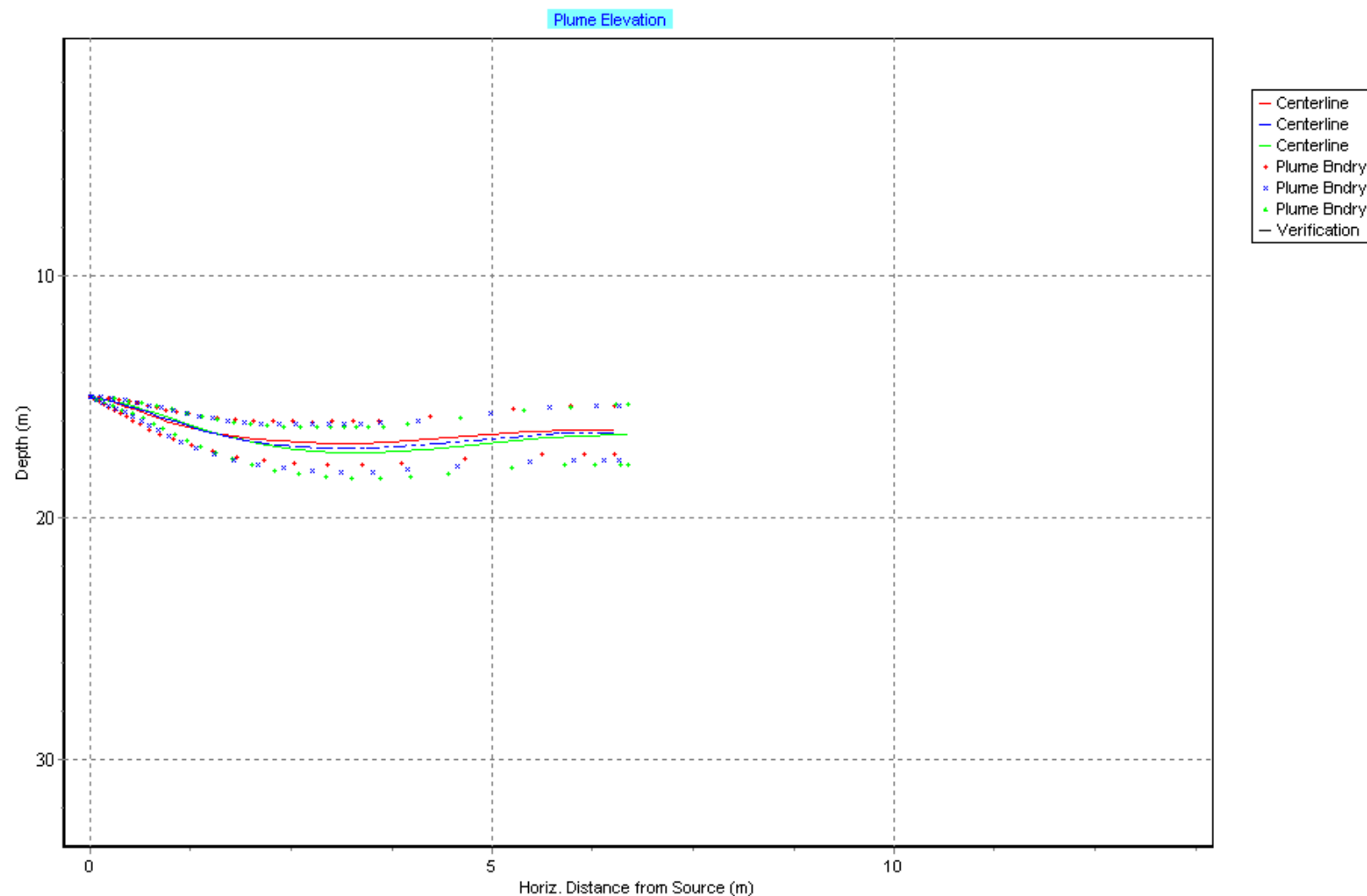
Figur 29: Utslippet vertikale bevegelse. Vinter, rørdiameter: 30 cm, utslippsdyp 30 m. Rød 300 000 m³/år, blå 400 000 m³/år og grønn 500 000 m³/år. Linje viser senter av utslippet, prikker viser ytterkanten.



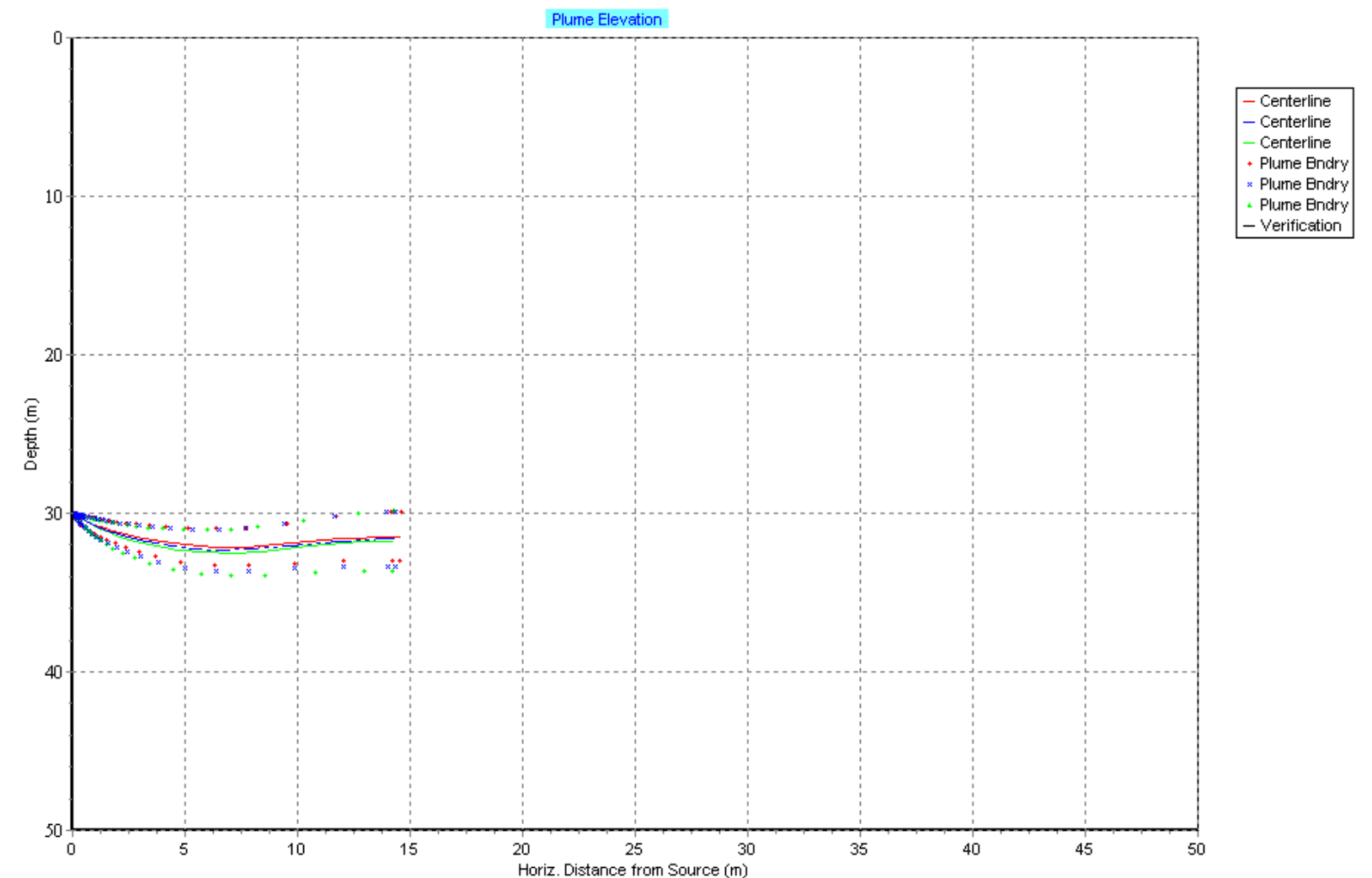
Figur 30: Utslippet vertikale bevegelse. Vinter, rørdiameter: 45 cm, utslippsdyb 30 m. Rød 300 000 m³/år, blå 400 000 m³/år og grønn 500 000 m³/år. Linje viser senter av utslippet, prikker viser ytterkanten.



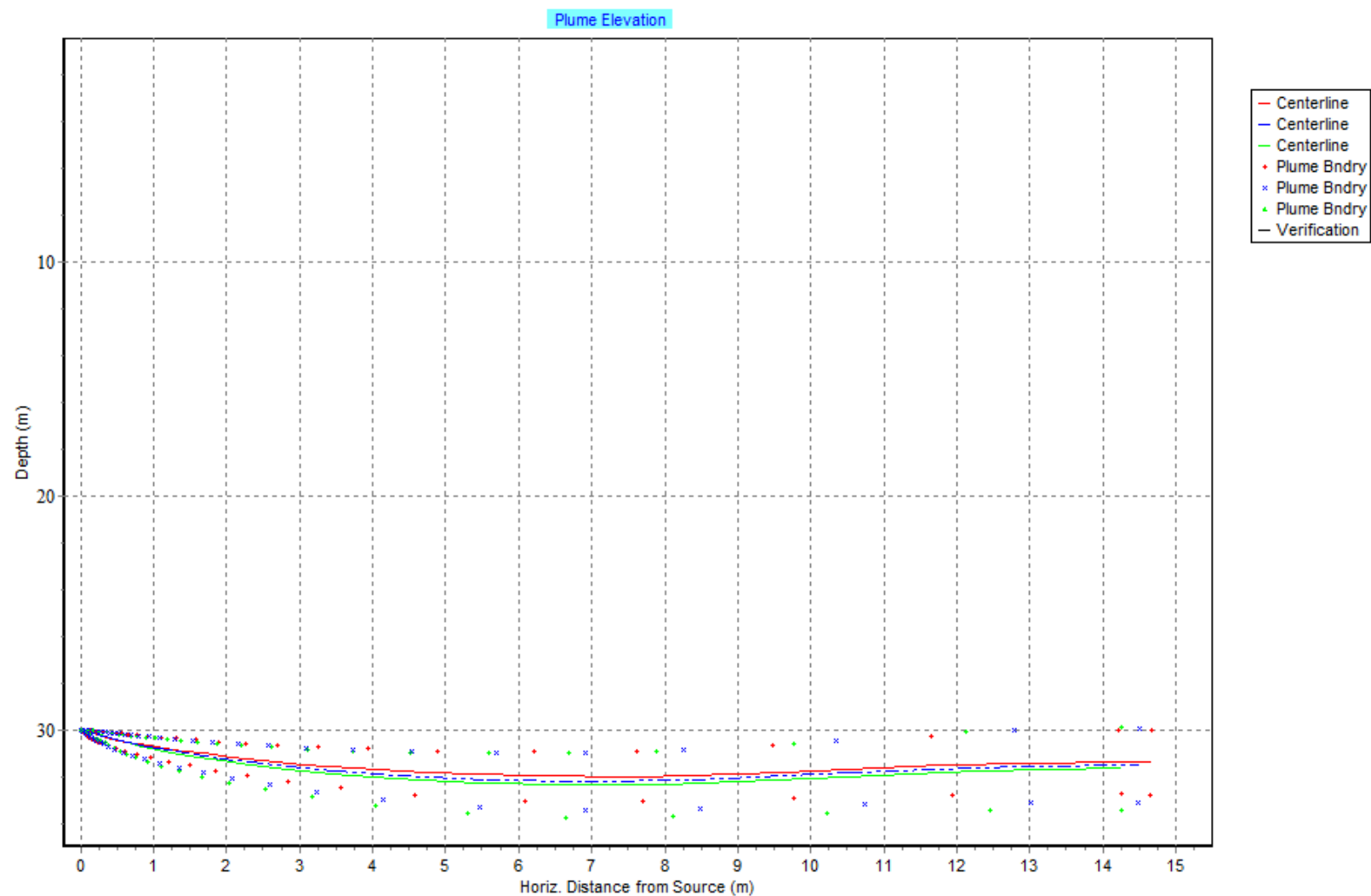
Figur 31: Utslippet vertikale bevegelse. Vinter, rørdiameter: 30 cm, utslippsdyb 15 m. Rød 300 000 m³/år, blå 400 000 m³/år og grønn 500 000 m³/år. Linje viser senter av utslippet, prikker viser ytterkanten.



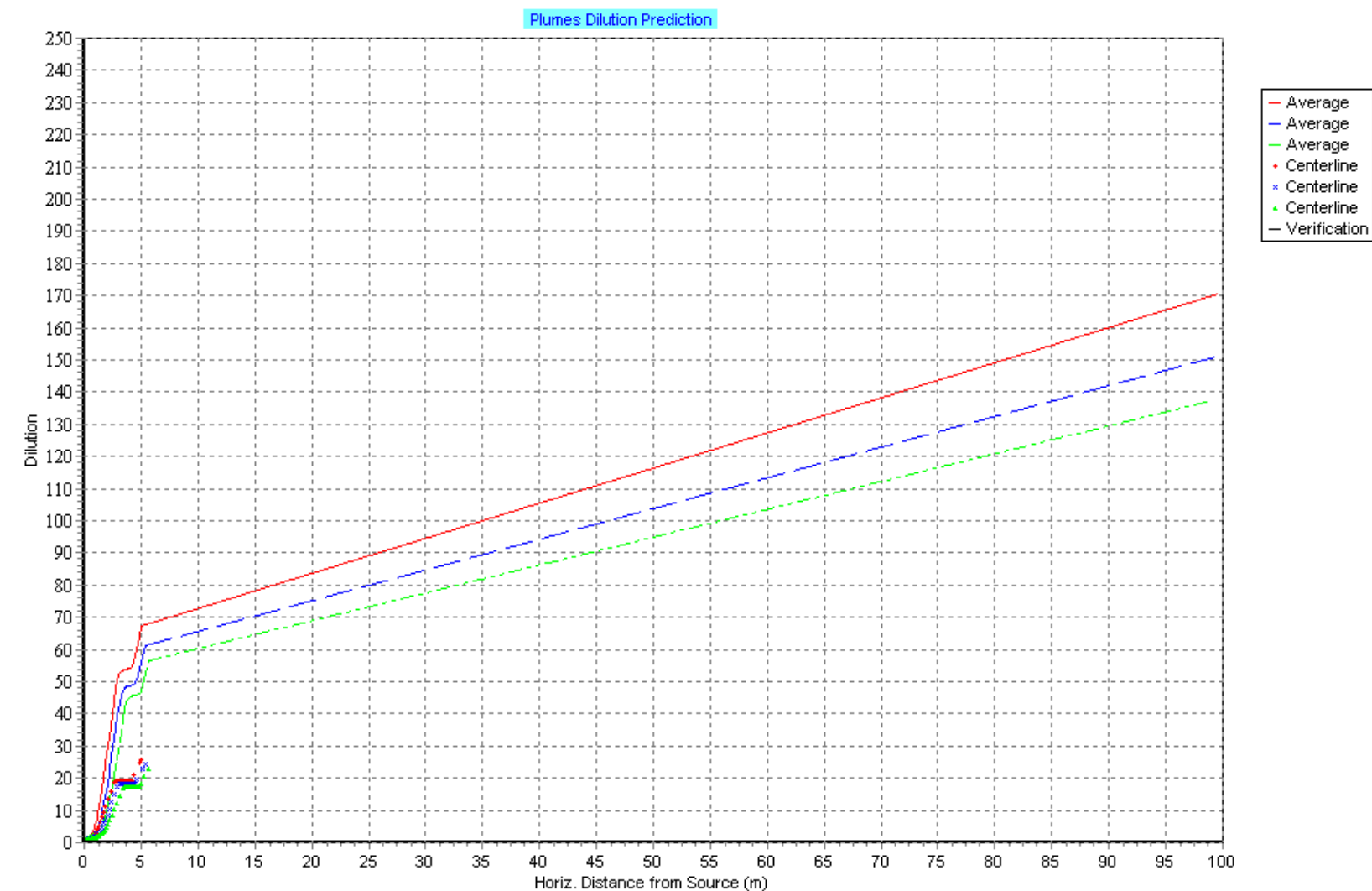
Figur 32: Utslippet vertikale bevegelse. Vinter, rørdiameter: 45 cm, utslippsdyb 15 m. Rød 300 000 m³/år, blå 400 000 m³/år og grønn 500 000 m³/år. Linje viser senter av utslippet, prikker viser ytterkanten.



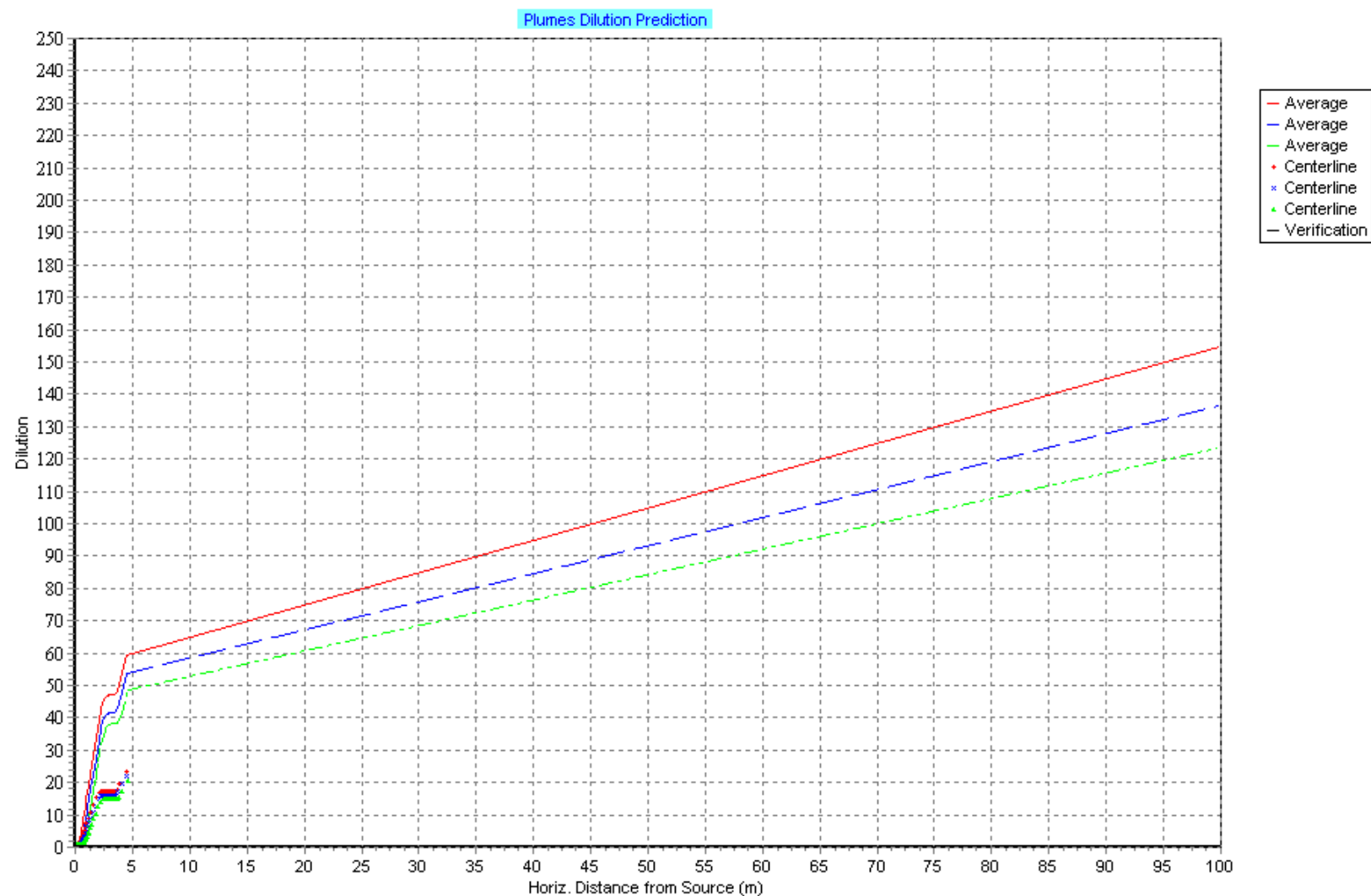
Figur 33: Utslippet vertikale bevegelse. Målte resipientforhold, rørdiameter: 30 cm, utslippsdyp 30 m. Rød 300 000 m³/år, blå 400 000 m³/år og grønn 500 000 m³/år. Linje viser senter av utslippet, prikker viser ytterkanten.



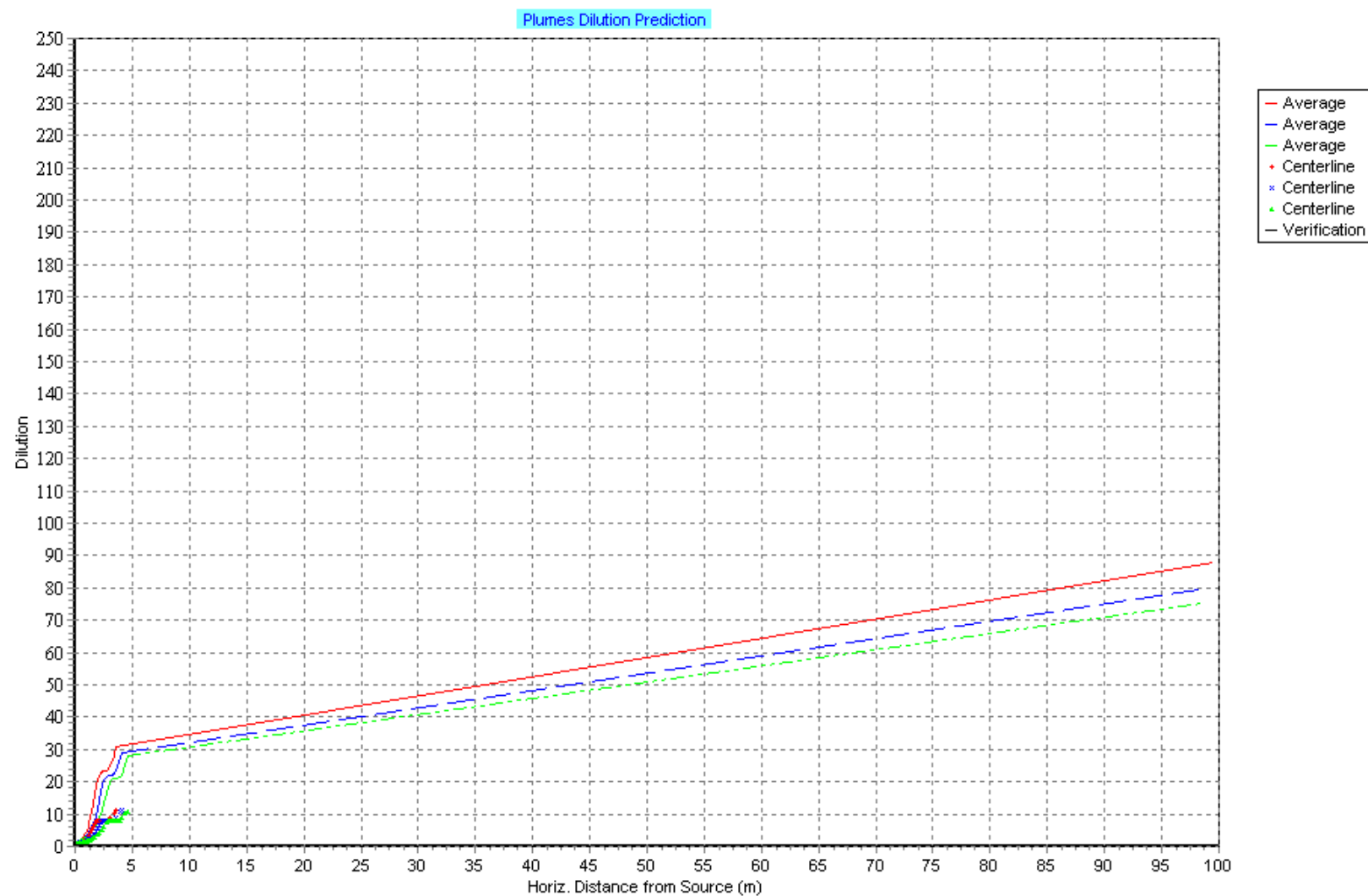
Figur 34: Utslippet vertikale bevegelse. Målte resipientforhold, rørdiameter: 30 cm, utslippsdyp 30 m. Rød 230 000 m³/år, blå 330 000 m³/år og grønn 430 000 m³/år. Linje viser senter av utslippet, prikker viser ytterkanten.



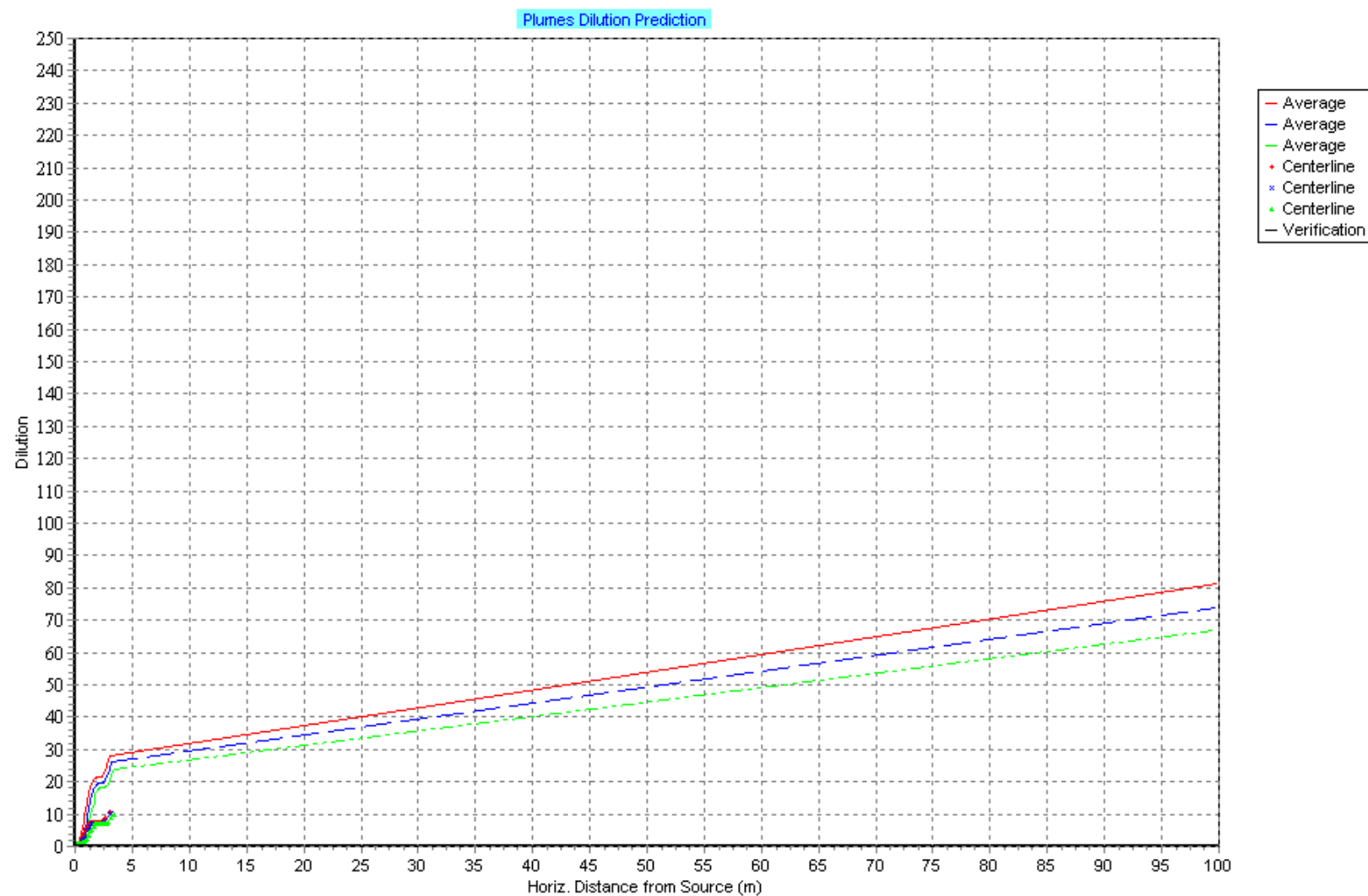
Figur 35: Utslippet fortynning i resipienten med rent sjøvann. Sommer, rørdiameter: 30 cm, utslippsdyb 30 m. Rød 300 000 m³/år, blå 400 000 m³/år og grønn 500 000 m³/år. Linje viser gjennomsnitt av utslippet, prikker viser senterlinjen.



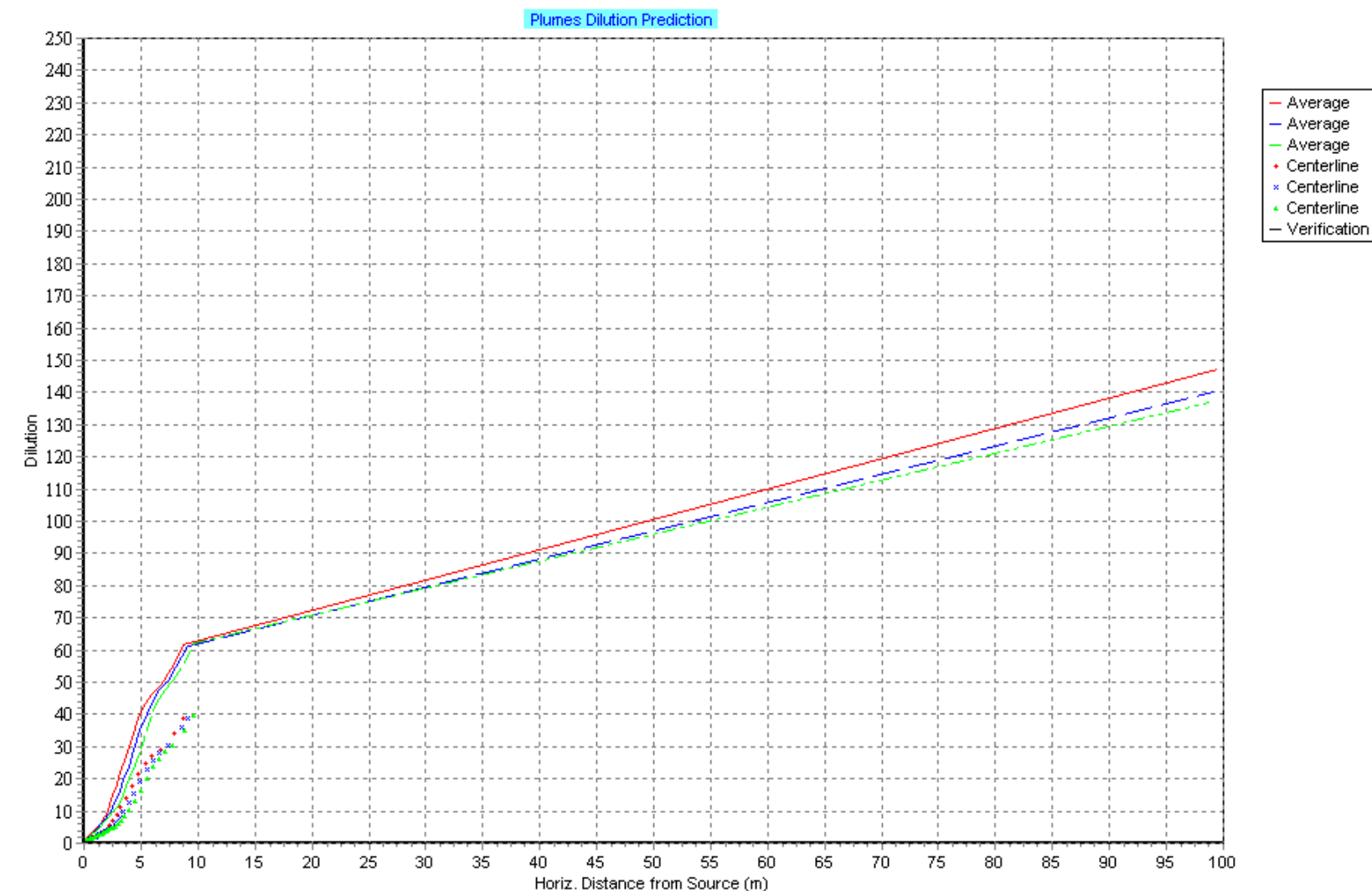
Figur 36: Utslippet fortynning i resipienten med rent sjøvann. Sommer, rørdiameter: 45 cm, utslippsdyb 30 m. Rød 300 000 m³/år, blå 400 000 m³/år og grønn 500 000 m³/år. Linje viser gjennomsnitt av utslippet, prikker viser senterlinjen.



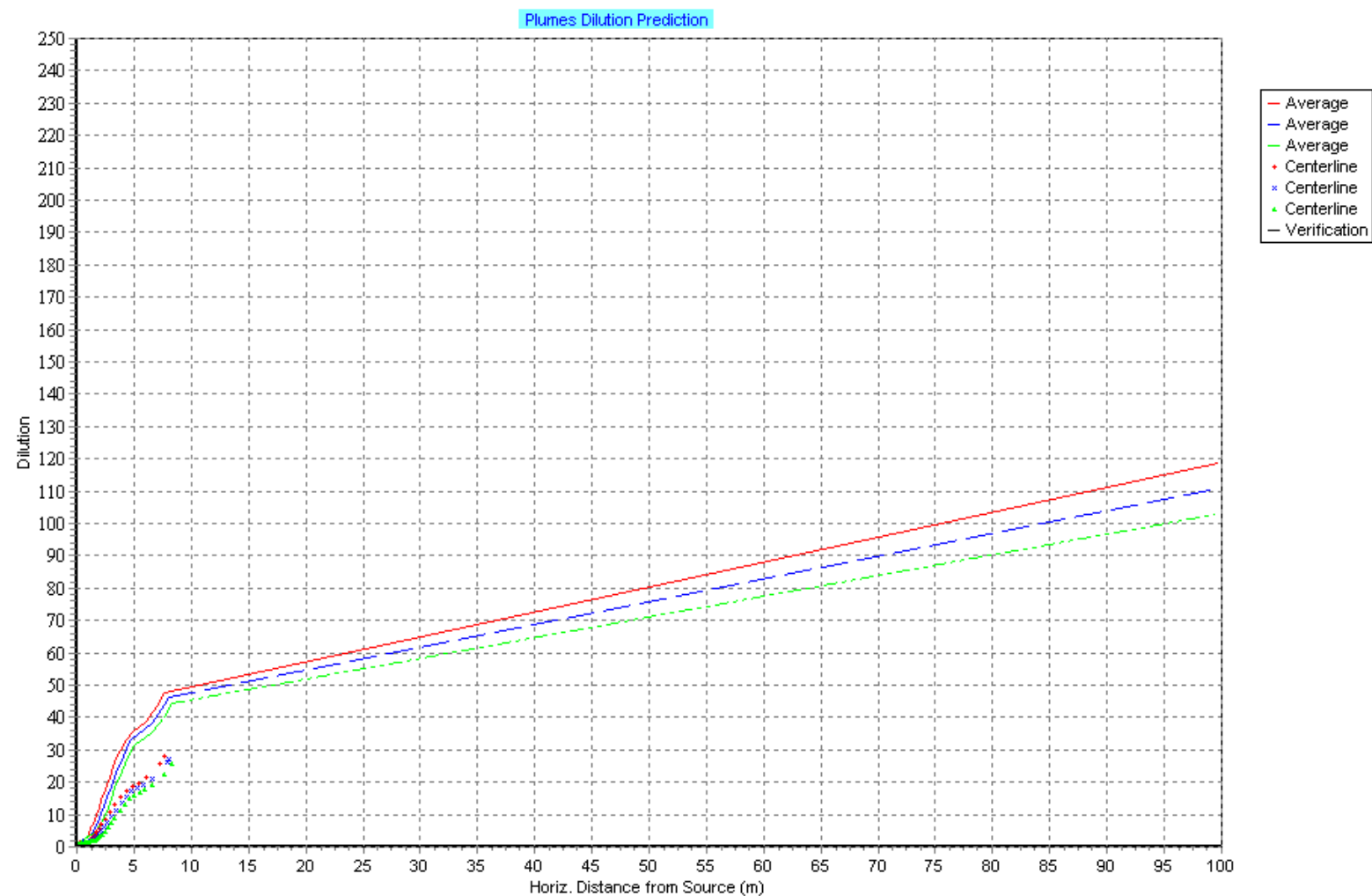
Figur 37: Utslippet fortynning i resipienten med rent sjøvann. Sommer, rørdiameter: 30 cm, utslippsdyb 15 m. Rød 300 000 m³/år, blå 400 000 m³/år og grønn 500 000 m³/år. Linje viser gjennomsnitt av utslippet, prikker viser senterlinjen.



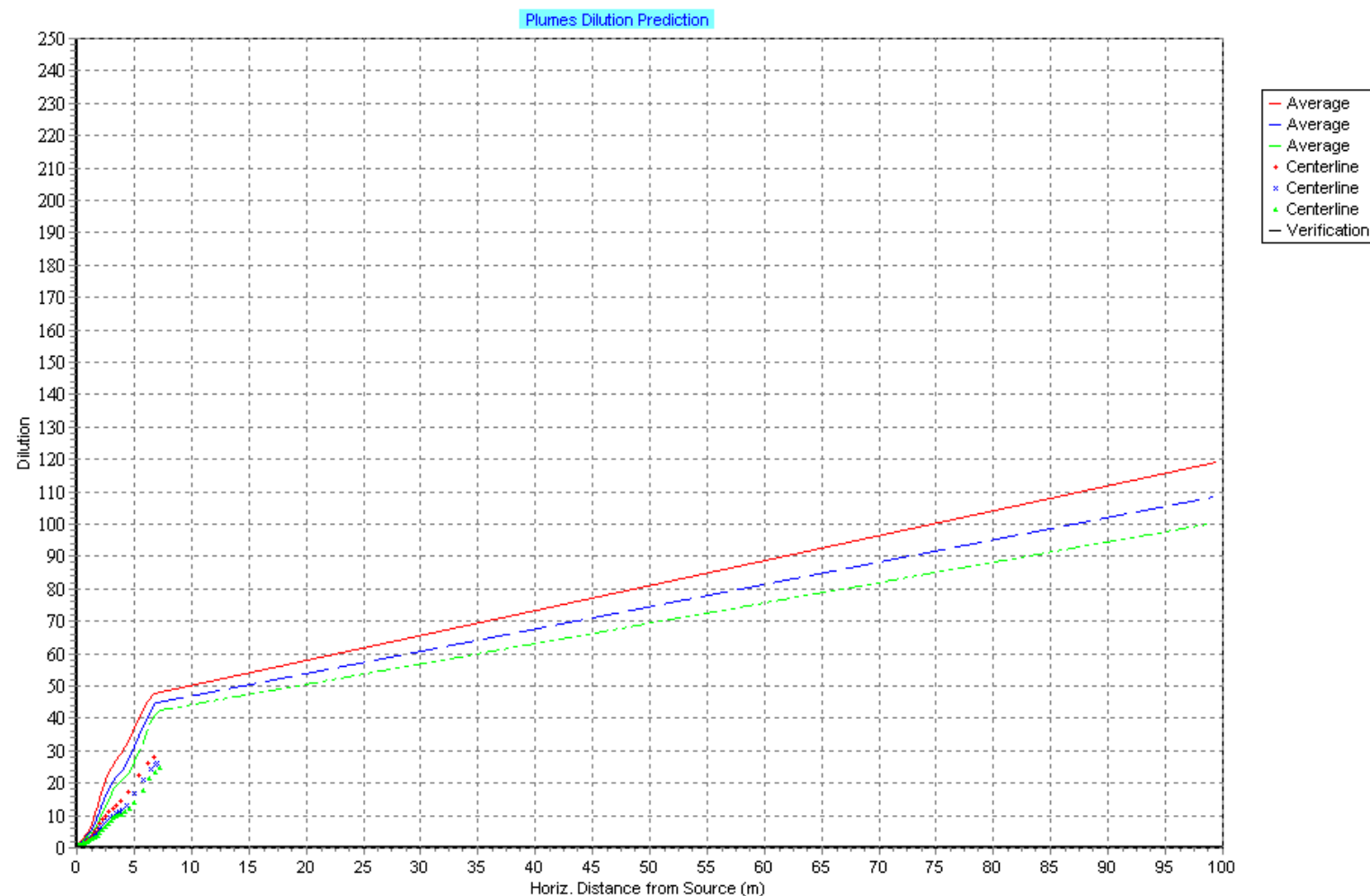
Figur 38: Utslippet fortynning i resipienten med rent sjøvann. Sommer, rørdiameter: 45 cm, utslippsdyb 15 m. Rød 300 000 m³/år, blå 400 000 m³/år og grønn 500 000 m³/år. Linje viser gjennomsnitt av utslippet, prikker viser senterlinjen.



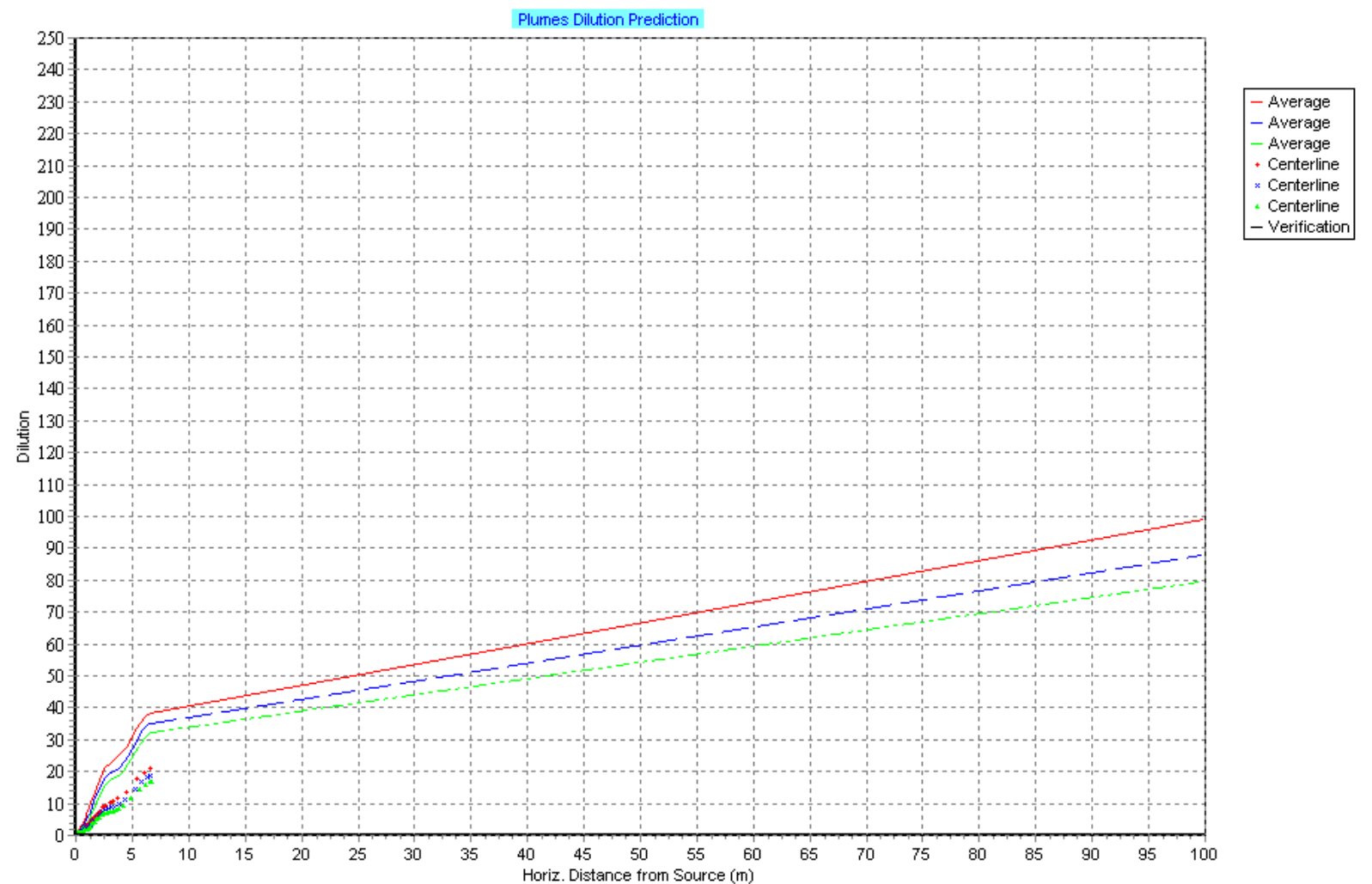
Figur 39: Utslippet fortynning i resipienten med rent sjøvann. Vinter, rørdiameter: 30 cm, utslippsdyp 30 m. Rød 300 000 m³/år, blå 400 000 m³/år og grønn 500 000 m³/år. Linje viser gjennomsnitt av utslippet, prikker viser senterlinjen.



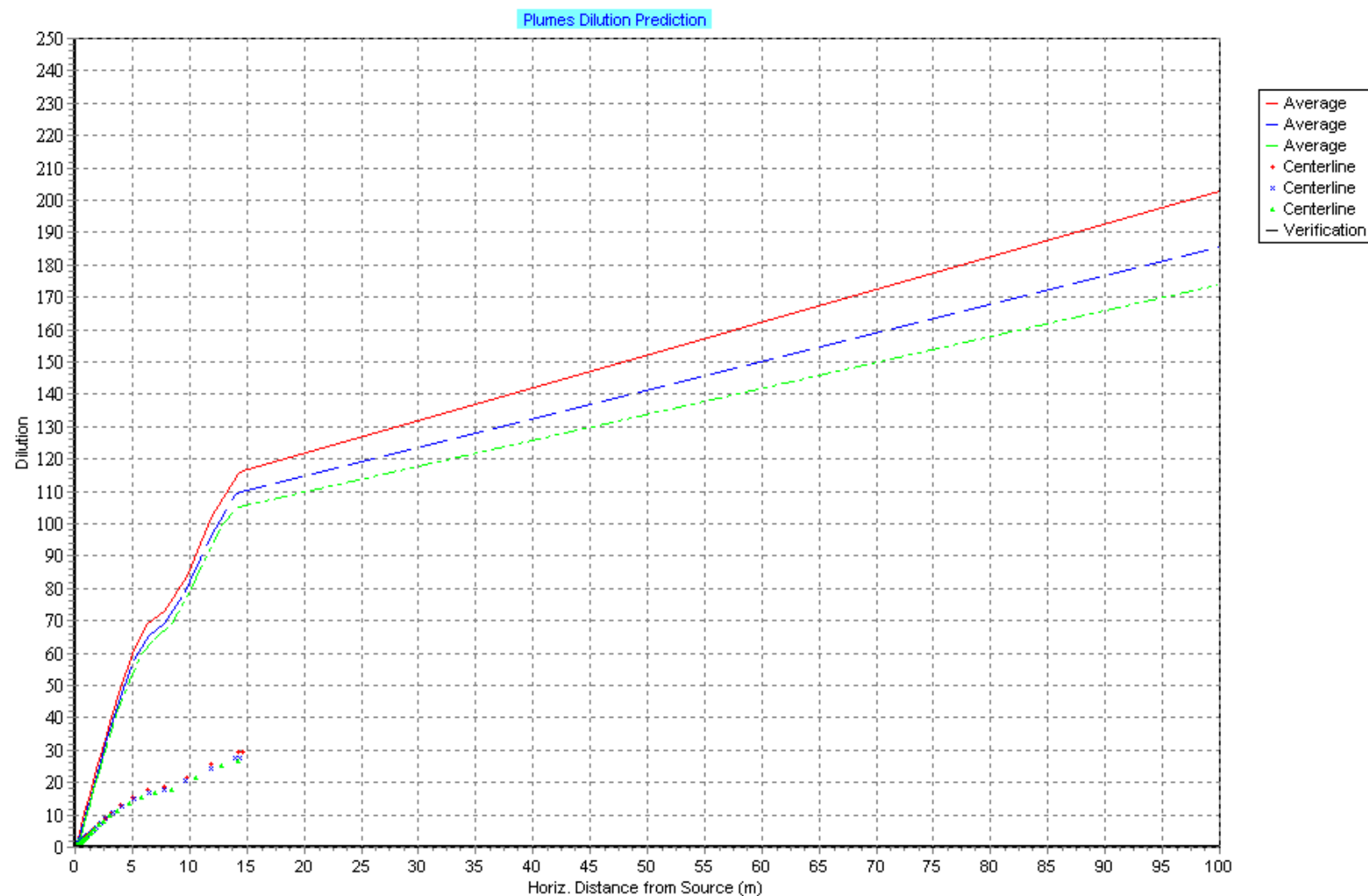
Figur 40: Utslippet fortynning i resipienten med rent sjøvann. Vinter, rørdiameter: 45 cm, utslippsdyb 30 m. Rød 300 000 m³/år, blå 400 000 m³/år og grønn 500 000 m³/år. Linje viser gjennomsnitt av utslippet, prikker viser senterlinjen.



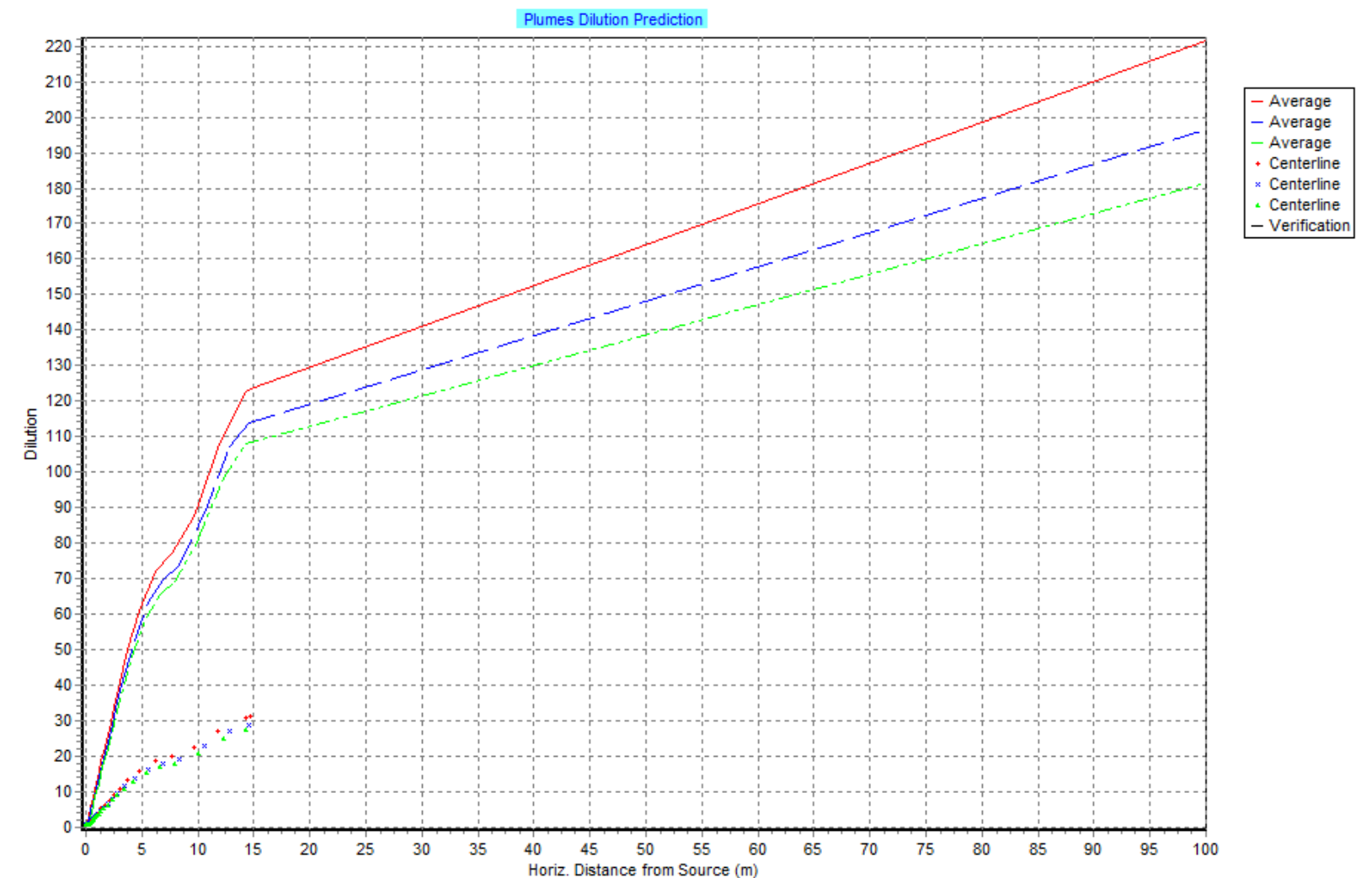
Figur 41: Utslippet fortynning i resipienten med rent sjøvann. Vinter, rørdiameter: 30 cm, utslippsdyp 15 m. Rød 300 000 m³/år, blå 400 000 m³/år og grønn 500 000 m³/år. Linje viser gjennomsnitt av utslippet, prikker viser senterlinjen.



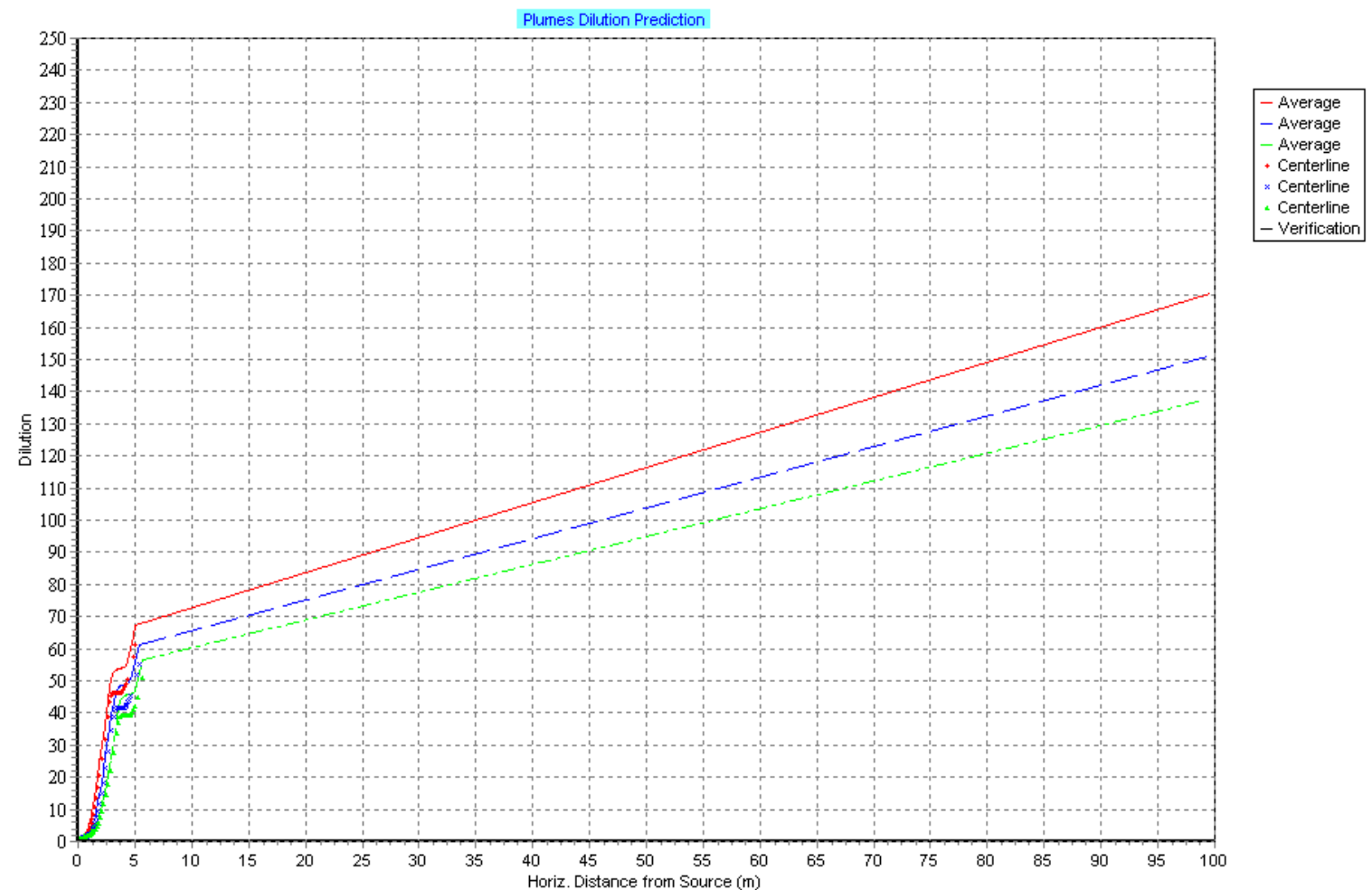
Figur 42: Utslippet fortynning i resipienten med rent sjøvann. Vinter, rørdiameter: 45 cm, utslippsdyp 15 m. Rød 300 000 m³/år, blå 400 000 m³/år og grønn 500 000 m³/år. Linje viser gjennomsnitt av utslippet, prikker viser senterlinjen.



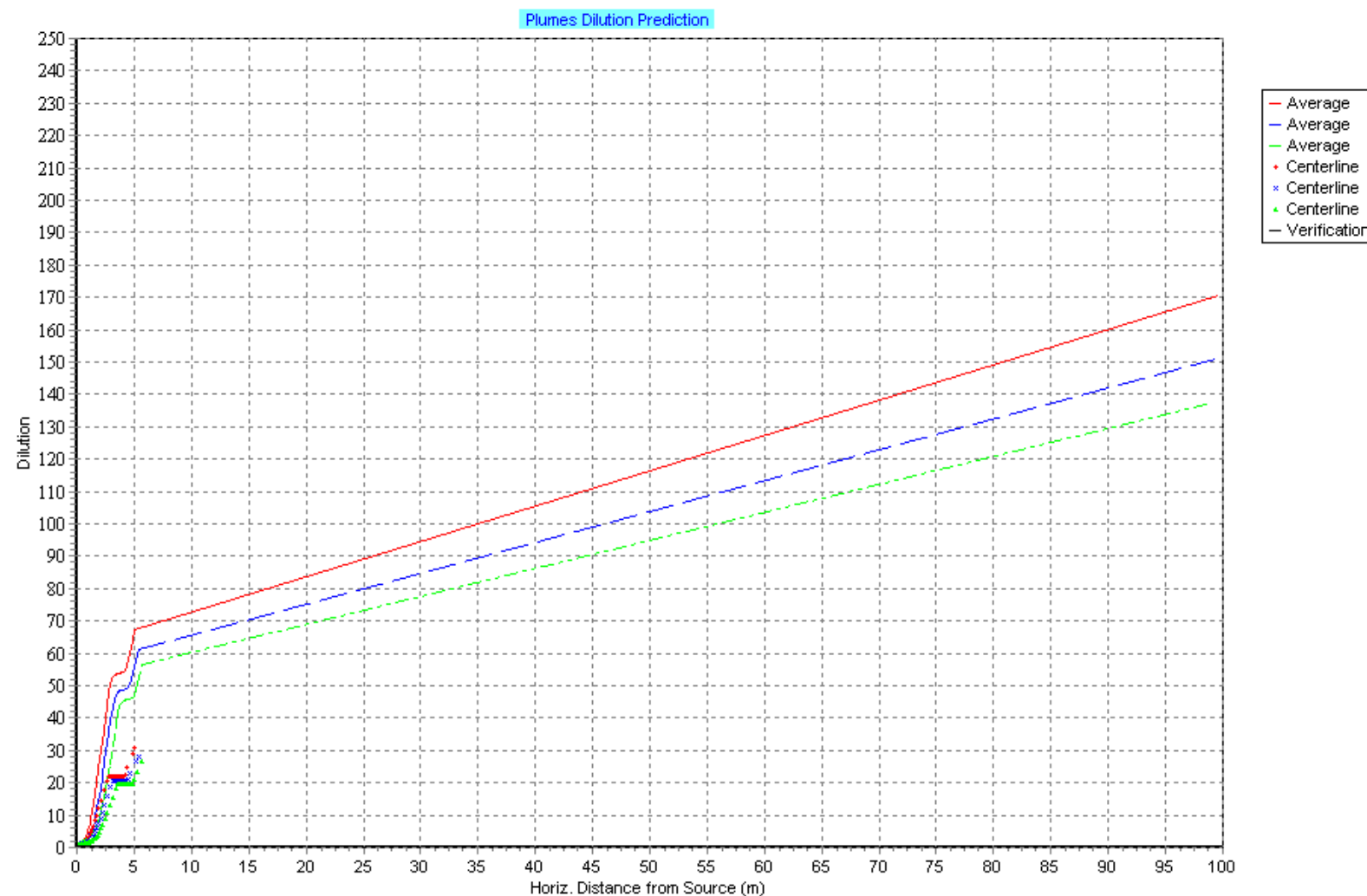
Figur 43: Utslippet fortynning i resipienten med rent sjøvann. Målte resipientforhold, rørdiameter: 30 cm, utslippsdyp 30 m. Rød 300 000 m³/år, blå 400 000 m³/år og grønn 500 000 m³/år. Linje viser gjennomsnitt av utslippet, prikker viser senterlinjen.



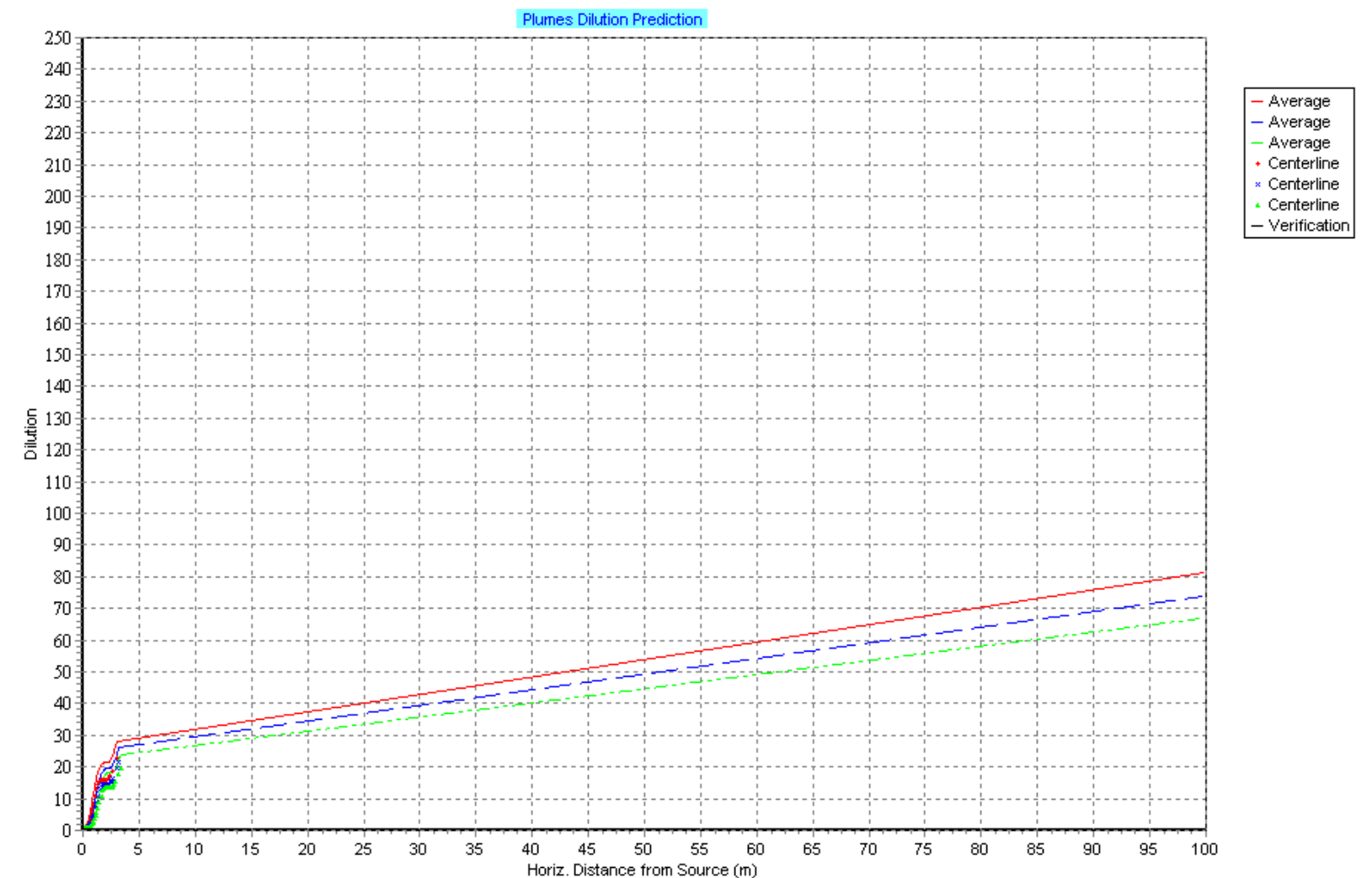
Figur 44: Utslippet fortynning i resipienten med rent sjøvann. Målte resipientforhold, rørdiameter: 30 cm, utslippsdyp 30 m. Rød 230 000 m³/år, blå 330 000 m³/år og grønn 430 000 m³/år. Linje viser gjennomsnitt av utslippet, prikker viser senterlinjen.



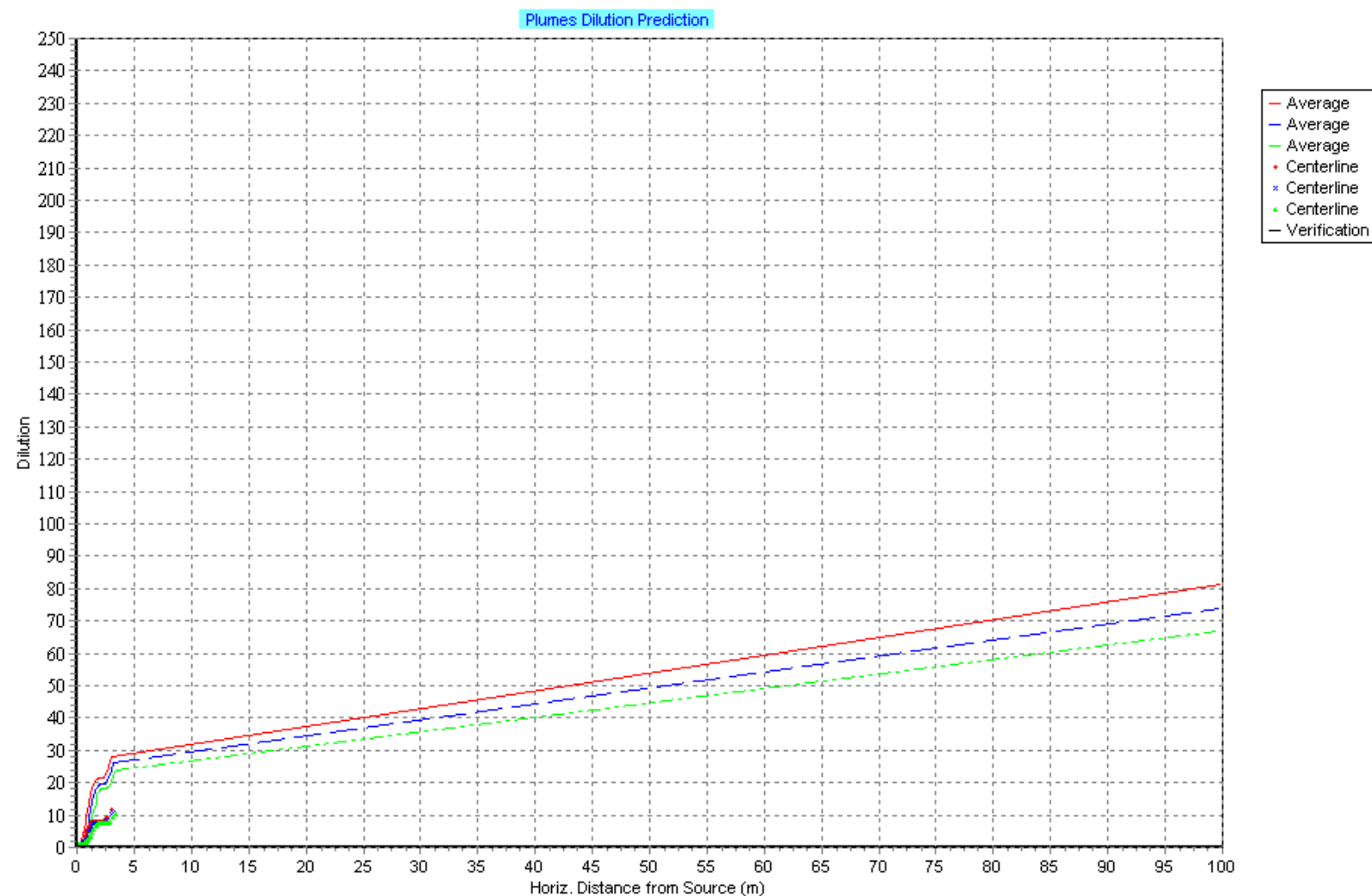
Figur 45: Utslippet fortynning i resipienten med rent sjøvann. Sommer, rørdiameter: 30 cm, utslippsdyb 30 m. Rød 300 000 m³/år, blå 400 000 m³/år og grønn 500 000 m³/år. Linje viser gjennomsnitt av utslippet, prikker viser senterlinjen. Med konsentrasjon av arsen i resipient og utslipp. NB: Kun «centerline»-beregninger tar hensyn til konsentrasjon i resipienten.



Figur 46: Utslippet fortynning i resipienten med rent sjøvann. Sommer, rørdiameter: 30 cm, utslippsdyp 30 m. Rød 300 000 m³/år, blå 400 000 m³/år og grønn 500 000 m³/år. Linje viser gjennomsnitt av utslippet, prikker viser senterlinjen. Med konsentrasjon av kadmium i resipient og utslipp. NB: Kun «centerline»-beregninger tar hensyn til konsentrasjon i resipienten.



Figur 47: Utslippets fortykning i resipienten med rent sjøvann. Sommer, rørdiameter: 45 cm, utslippsdyp 15 m. Rød 300 000 m³/år, blå 400 000 m³/år og grønn 500 000 m³/år. Linje viser gjennomsnitt av utslippet, prikker viser senterlinjen. Med konsentrasjon av arsen i resipient og utslipp. NB: Kun «centerline»-beregninger tar hensyn til konsentrasjon i resipienten.



Figur 48: Utslippets fortykning i resipienten med rent sjøvann. Sommer, rørdiameter: 45 cm, utslippsdyb 15 m. Rød 300 000 m³/år, blå 400 000 m³/år og grønn 500 000 m³/år. Linje viser gjennomsnitt av utslippet, prikker viser senterlinjen. Med konsentrasjon av kadmium i resipient og utslipp. NB: Kun «centerline»-beregninger tar hensyn til konsentrasjon i resipienten.