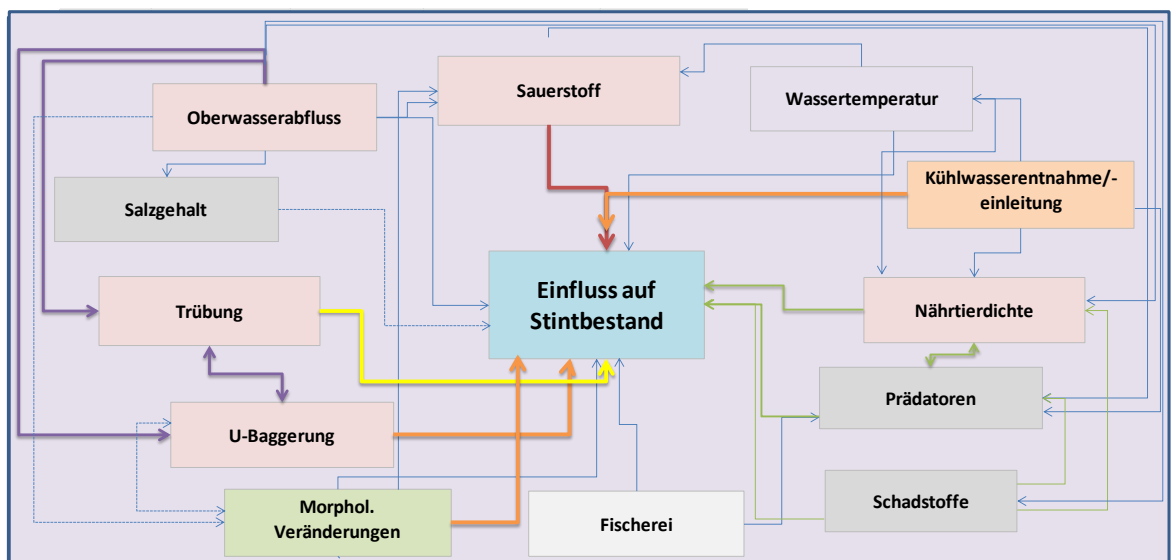


Analyse längerfristiger Daten zur Abundanz verschiedener Altersklassen des Stints (*Osmerus eperlanus*) im Elbästuar

Teil 2: Mögliche Einflussfaktoren



Auftraggeber:
Stiftung Lebensraum Elbe
Hamburg

23.2.2020

Auftraggeber: Stiftung Lebensraum Elbe
Hamburg

Titel: Analyse längerfristiger Daten zur Abundanz verschiedener
Altersklassen des Stints (*Osmerus eperlanus*) im Elbästuar

Teil 2: Mögliche Einflussfaktoren

Auftragnehmer: BIOCONSULT Schuchardt & Scholle GbR

Auf der Muggenburg 30
28217 Bremen
Telefon +49 421 6207108
Telefax +49 421 6207109

Klenkendorf 5
27442 Gnarrenburg
Telefon +49 4764 921050
Telefax +49 4764 921052

Lerchenstraße 22
24103 Kiel
Telefon +49 431 53036338

Internet www.bioconsult.de
eMail info@bioconsult.de

Bearbeiter: Jörg Scholle
Bastian Schuchardt

Datum: Februar 2020

Inhalt

Zusammenfassung	11
1. Anlass und Aufgabe	13
2. Biologie des Stints	15
3. Methodik	19
4. Übersicht über die Ergebnisse des Teils 1 der Studie – Fangdatenanalyse	21
5. Allgemeine Hinweise zu den Rahmenbedingungen in der Tideelbe.....	27
6. Darstellung potenzieller Einflussfaktoren	30
6.1 Abiotische Parameter	30
6.1.1 Oberwasserabfluss	31
6.1.2 Wassertemperatur	33
6.1.3 Leitfähigkeit/Salinität.....	37
6.1.4 Sauerstoff	40
6.1.5 Trübung	44
6.1.6 Schadstoffe	51
6.1.7 Strukturelle Veränderungen (Mühlenberger Loch)	53
6.1.8 Kühlwasserentnahmen	55
6.1.9 Unterhaltungsarbeiten.....	59
6.2 Biotische Parameter	62
6.2.1 Zooplankton	62
6.2.2 Prädatoren	65
6.2.2.1 Fische.....	65
6.2.2.2 Weitere Prädatoren	67
6.3 Sonstiges	67
6.3.1 Fischerei.....	67
7. Stintabundanz vs. Einflussfaktoren	68
7.1 Adulte Stinte	69
7.2 Subadulte Stinte	70
7.3 Juvenile Stinte (AG 0+)	72
7.4 Zusammenschau.....	73
8. Schlussfolgerung	77
9. Analyse der Abundanzveränderungen des Stints: nächste Schritte.....	79
Literatur.....	80
Anhang	85

Abbildungen und Tabellen

Abb. 1:	Abgrenzung der Oberflächenwasserkörper (OWK) und der Gewässertypen in der Tideelbe.	14
Abb. 2:	Vertikalverteilung von Stintlarven in der Tideelbe bei km 643, differenziert nach saisonalen Zeiträumen. Datenquelle Fintenmonitoring. Daten: WSA HH Fintenmonitoring/BioConsult. Oben = in ca. 1-2 m Tiefe, unten: etwa 1 – 2 m über Grund. Box & Whisker: <i>Die kurze Linie innerhalb des Rechtecks zeigt den Median. Die Ränder oben und unten entsprechen den 25. bzw. 75. Perzentilen. So fallen 50% der Daten innerhalb des Rechtecks und 50% außerhalb. Die Whiskers markieren die 5. und 95. Perzentilen. Die Minimal- und Maximalwerte der Stichprobe sind mit einem ‚+‘-Zeichen gekennzeichnet.</i>	17
Abb. 3:	Zeitreihenanalyse auf Grundlage der Fangzahlen (log Ind./1 Mio. m ³ +1) adulter Stinte differenziert nach Wasserkörper. T1 = Brackwasser (oligo-polyhalin); West = Süßwasser, Ströme der Marschen unterhalb Hamburg; Daten: WRRL-Fischmonitoring Tideelbe. Frühjahr- und Herbstdaten.	21
Abb. 4:	Zeitreihenanalyse auf Grundlage der Fangzahlen (log Ind./1 Mio. m ³ +1) subadulter Stinte, differenziert nach Wasserkörper. T1 = Brackwasser (oligo-polyhalin); West = Süßwasser, Ströme der Marschen unterhalb Hamburg; Daten: WRRL-Fischmonitoring Tideelbe, Frühjahrdaten.	22
Abb. 5:	Zeitreihenanalyse auf Grundlage der Fangzahlen (log Ind./1 Mio. m ³ +1) juveniler Stinte (AG 0+) differenziert nach Wasserkörper. T1 = Brackwasser (oligo- polyhalin; Hafen (Stadtgebiet HH). Datenreihe 2000 – 2018, Hamenbefischungen, Daten: WRRL-Fischmonitoring Tideelbe. Fehlende Daten (OWK Hafen) ersetzt durch Mittelwerte aus vorhergehendem und nachfolgendem Wert.	22
Abb. 6:	Entwicklung der Stintlarvendichte im Zeitraum 2011 – 2018 in der Tideelbe bei km 643 (OWK West). Mittelwerte 1. & 2.Maiwoche (rechts). Abundanzdaten log-transformiert. Daten: Fintenmonitoring WSA Hamburg/BioConsult	23
Abb. 7:	Stintlarvenzahlen in den Jahren 2011 – 2018, dargestellt als zweijährliche Mittelwerte entlang des Salinitätsgradienten von km 630 (limnisch) – km 680 (meso- polyhalin). N = 108 - 144 Proben/Jahr. Probenahmezeitraum (z.T. ab Ende April) Mai - Anfang Juni. Daten: Fintenmonitoring WSA Hamburg/BioConsult	24
Abb. 8:	Segmentierte Regression, Grundlage Stintfangzahlen 1991 – 2019 (SH-Steertloch, Quelle R. Vorberg). Regressionstyp 6: zwei unterbrochene Abschnitte mit unterschiedlicher Steigung.....	25
Abb. 9:	Stintabundanzen in den Jahren 2014, 2016 und 2018 im niedersächsischen Küstenmeer (zwischen Weser und Ems). Mittelwert (Hamenfänge) aus fünf Fangstationen. Quelle: BIOCONSULT 2019c/Nationalparkamt Niedersachsen.....	26
Abb. 10:	Links: Hamburger Stromspaltungsgebiet (~ Strom-km 610 bis 630) Topographisch Militärische Charte des Herzogtums Holstein 1789-1796 (Ausschnitt); Foto unten heutige Situation in diesem Abschnitt. Rechts: Die Elbe in Höhe Mündung der Wedeler Au und der Kleinen Elbe (~	

	Strom-km 640 bis 650); Foto unten heutige Situation in diesem Abschnitt. Topographisch Militärische Charten des Herzogtums Holstein 1789-1796 (Ausschnitt) Herausgeber: Landesvermessungsamt Schleswig-Holstein; Fotos Wassergütestelle Elbe. Quelle: Wassergütestelle Elbe (2007).....	28
Abb. 11:	Zunahme der anthropogenen Nutzung und Rückgang der Fischfauna in den Ästuaren (aus ROCHARD 2019)	29
Abb. 12:	Entwicklung des Oberwasserabflusses in der Elbe in den Jahren 2000 – 2019 differenziert für verschiedene saisonale Zeiträume. Daten Pegel Neu Darchau.	33
Abb. 13:	Entwicklung der Wassertemperaturen im Zeitraum 2000 – 2017 in der Tideelbe differenziert für verschiedene saisonale Zeiträume. Daten Messstation Bunthaus km 609.....	36
Abb. 14:	Entwicklung der Wassertemperaturen im Zeitraum 2000 – 2018 in der Tideelbe, differenziert für verschiedene saisonale Zeiträume. Daten Messstation D1 km 643. WT = Wassertemperatur.....	37
Abb. 15:	Entwicklung der Leitfähigkeit im Tideelbeabschnitt oberhalb Hamburgs im Zeitraum 2000 - 2017, differenziert für verschiedene Monate. Daten Messstation Bunthaus km 609, Tagesmittelwerte (kontinuierliche Messungen).....	39
Abb. 16:	Entwicklung der Leitfähigkeit im Tideelbeabschnitt unterhalb Hamburgs im Zeitraum 2000 - 2017, differenziert für verschiedene Monate. Daten Messstation Blankenese km 639, Längsprofil, Einzelproben.....	39
Abb. 17:	Entwicklung der Leitfähigkeit im Übergangsgewässer der Tideelbe in den Jahren 2000 - 2018, differenziert für verschiedene saisonale Zeiträume Daten Messstation Grauer Ort km 639, Tagesmittel (kontinuierliche Messungen).....	40
Abb. 18:	Aufenthaltshäufigkeit juveniler Stinte entlang eines Sauerstoffgradienten.	41
Abb. 19:	Entwicklung der Sauerstoffgehalte in den Jahren 2000 – 2017 im Hamburger Tideelbebereich differenziert für verschiedene saisonale Zeiträume. Daten: Messstation Seemannshöft Tagesminima (Gesamtprobe, kontinuierliche Messungen).....	42
Abb. 20:	Entwicklung der Sauerstoffgehalte in den Jahren 2011 – 2018 im Hamburger Tideelbebereich differenziert für verschiedene saisonale Zeiträume. Daten: Messstation D1 km 643 MW Halbtide Ebbphase, (sohlnah, kontinuierliche Messungen).....	43
Abb. 21:	Sauerstoffgehalte im Übergangsgewässer der Tideelbe im Zeitraum 2000 – 2017. Daten: Messstation Grauer Ort km 660, Tagesminima (kontinuierliche Messungen). Box & Whisker Plot: Die kurze Linie innerhalb des Rechtecks stellt den Median dar. Die Ränder oben und unten entsprechen den 25. bzw. 75. Perzentilen. Die Whiskers markieren die 5. und 95. Perzentilen. Minimal- und Maximalwerte mit einem ‚+‘ gekennzeichnet	43
Abb. 22:	Schwefstoffgehalte (g/l) bei Leer (Unterems km 14.7, unterer Süßwasserabschnitt). Daten: NLWKN Aurich, 30min Mittelwerte. Rote Linie Untersuchungszeitraum 2007. Orange and blau: Einwanderung adulter Stinte (Einwanderung orange) und potenzieller Zeitraum der Präsenz von Stinteiern und Stintlarven (blau), sampling period = Zeitraum der Fischlarvenuntersuchung im Jahr 2007 (Quelle: BIOCONSULT 2007).....	45

Abb. 23:	Zusammenhang zwischen Trübung (NTU) und Anzahl der von <i>Hypomesus transpacificus</i> (Delta Stint) konsumierten Crustacea. Quelle: HASENBEIN et al. 2013.....	46
Abb. 24:	Trübungsdaten NTU-links und daraus überschlägig ermittelte Schwebstoffgehalte mg/l rechts) in der Tideelbe stromauf von Hamburg. Verschiedene Messstationen (Bunthaus km 609, Seemannshöft km 628, Blankenese km 639, D1 km 643 & D2 km 651 - oberflächennah/oben & bodennah/Sohle, Grauer Ort km 660). Daten Mittelwerte der Zeitraums 2014 - 2018 der Monate April – Juni. Rote Punkte: einzelne Maximalwerte.	47
Abb. 25:	Trübungswerte (NTU) in der Tideelbe stromauf von Hamburg im Zeitraum von 2000 – 2017 (keine saisonale Differenzierung). Daten: Messstation Bunthaus km 609, Tagesmittelwerte (kontinuierliche Messungen). Box & Whisker Plot: Die kurze Linie innerhalb des Rechtecks stellt den Median dar. Die Ränder oben und unten entsprechen den 25. bzw. 75. Perzentilen. Die Whiskers markieren die 5. und 95. Perzentilen. Minimal- und Maximalwerte mit einem '+' gekennzeichnet.	47
Abb. 26:	Zeitliche Entwicklung der Trübung im hamburgischen Abschnitt der Tideelbe im Zeitraum 2000 -2017, saisonal differenziert. Daten: Messstation Seemannshöft km 628, Tagesmittel (Gesamtprobe, kontinuierliche Messungen).	48
Abb. 27:	Zeitliche Entwicklung der Trübung im Tideelbeabschnitt unterhalb Hamburgs im Zeitraum 2000 - 2018, saisonal differenziert. Daten: Messstation D1 km 643, Tagesmaxima (Halbtide, kontinuierliche Messungen).	49
Abb. 28:	Historische Bedingungen in der Tideelbe im Bereich des heutigen Mühlenberger Lochs.	53
Abb. 29:	Morphologische Veränderungen des Mühlenger Lochs im Zeitraum 2000 – 2016. Hellblaue Schraffur Flachwasserbereiche (MTNW bis MTNW – 2m). Daten: WSA HH, HPA; Darstellung und Auswertung BioConsult.....	54
Abb. 30:	Veränderungen des Mühleberger Lochs Volumens differenziert für verschiedene Tidewasserstände. (räumlicher Bezug s. Abb. 29, rot umrandete Fläche) MThw = mittleres Tidehochwasser, MTnw = mittl. Tideniedrigwasser. Blau eingerahmt Ergebnisse zum Flachwasservolumen (MTnW – MTnw -2m). Daten: WSA HH, HPA; Darstellung und Auswertung BioConsult	55
Abb. 31:	Kraftwerksstandorte mit Kühlwasserentnahme (gelb derzeit keine Entnahmen).....	57
Abb. 32:	Genehmigte Kühlwasserentnahmemengen im Übergangsgewässer (Wasserkörper T1) der Elbe (stromab von km 655, Stade). Quellen s. Tab. 4	57
Abb. 33:	Genehmigte Kühlwasserentnahmemengen im Süßwasserabschnitt (Wasserkörper West & Hafen) der Tideelbe er Elbe (stromauf von km 655, Stade). Quellen s. Tab. 4.....	58
Abb. 34:	Bild oben: Jährliche Hopperbaggerungen und Wasserinjektions (WI) - Einsätze in Mio. m ³ /a (Wasserbedarf) differenziert in den Wasserkörpern Hafen (Bilder oben) sowie in den Wasserkörpern Hafen & West (summierte Mengen WSA und HPA, inkl. Mengen Sedimentfang Wedel, Bilder unten). Quelle: HPA (OWK Hafen & Sedimentfang, WSV Kiel OWK West).	61
Abb. 35:	Chlorophyll-a- Fluoreszenzwerte der Station Bunthaus (Elbe-km 609) sowie der Abfluss bei Neu-Darchau (Elbe-km 536 – Bild oben. Abundanz der	

	Zooplanktongruppen Rotatoria (= Rädertierchen) und Crustacea (= Krebstierchen) in der Tideelbe an der Station Seemannshöft (Elbe-km 629 – Bild unten) in den Jahren 2006 bis 2018. Quelle: BfG, A. Schöl schriftl.	63
Abb. 36:	Zooplanktondichte (Crustacea, Rotatorien) im Zeitraum 2006 – 2018. Messstation Seemannshöft, OWK Hafen (Datenquelle BfG Koblenz)	64
Abb. 37:	Mittlere Gesamtabundanz (Ind./h/80 m ²) adulter Kaulbarsche (Frühjahrsdaten) und Zander (Frühjahrs- und Herbstdaten) in den Wasserkörpern Hafen und West der Tideelbe. Daten aus dem WRRL Fischmonitoring, Hamenbefischungen, FGG Elbe.	65
Abb. 38:	Mittlere Gesamtabundanz (Ind./h/80 m ²) (Frühjahrs- und Herbstdaten) ausgewählter Arten (Aal, Aland, Hecht, Quappe, Rapfen) als potenzielle Freißeinde von Stintlarven in den Wasserkörpern Hafen und West der Tideelbe. Daten aus dem WRRL Fischmonitoring, Hamenbefischungen, FGG Elbe.	65
Abb. 39:	Entwicklung der Fintenfänge (Ind./h/80 m ²) und Entwicklung der Stintlarven (saisonaler Mittelwert/a Ind./100 m ³ , Daten Frühjahr km 643). Rote Linie: gleitendes Mittel. Daten: WRRL-Fischmonitoring (Finte, juvenile Stinte) und WSA Fintenmonitoring (Stintlarven).	66
Abb. 40:	Vereinfachte Darstellung potenzieller Einflussfaktoren (Pfeile) auf den Stintbestand sowie deren Interaktion untereinander (ohne Anspruch auf Vollständigkeit): Orange/Gelbe Pfeile: Faktoren die im Zeitraum 2000 – 2018 deutliche Veränderungen aufwiesen und als bedeutsamer Einflussfaktor eingeordnet wurden (s. Tab. 9). Rote Pfeile: generell bedeutender Faktor jedoch ohne gerichtete Veränderung im Zeitraum 2000 – 2018. Grün: erhöhter Einfluss möglich, aber unklar. Blaue Pfeile: Faktor mit generellen Einfluss auf Stinte sowie Beeinflussung untereinander, aber ohne deutlich bzw. relevante gerichtete Veränderung im Betrachtungszeitraum. Lila Pfeile: Faktoren die deutlich miteinander korrelieren und im Zeitraum. Quelle: eigene Darstellung.....	76
Abb. 41:	Mittlere Stintlarvendichte (Ind./100 m ³ /a) bei km 643 (Quertransekt, QT) sowie im Längsverlauf (LT) der Tideelbe (km 630 – 680) im Zeitraum 2011 – 2018. Quelle: WRRL-Fintenmobitoring WSA Hamburg.	85
Abb. 42:	Segmentierte Regression, Grundlage Stintfangzahlen 1991 – 2019 (SH-Kronenloch, Datenquelle R. Vorberg). Regressionstyp 6: zwei unterbrochene Abschnitt mit unterschiedlicher Steigung.	86
Abb. 43:	Segmentierte Regression, Grundlage Stintfangzahlen 1991 – 2019 (SH-Norderpiep, Datenquelle R. Vorberg). Regressionstyp 4: Abschnitt mit aufsteigender Regressionsgerade folgend von einem Abschnitt mit horizontaler Gerade.....	86
Abb. 44:	Entwicklung des Oberwasserabflusses in der Elbe in den Jahren 2000 – 2019 in den Sommermonaten Juli und August. Daten Pegel Neu Darchau.....	87
Abb. 45:	Mittlere Abflusswerte der Elbe differenziert für verschiedene saisonale Zeiträume. Daten: Pegel Neu Darchau.....	87
Abb. 46:	Wassertemperaturen im OWK Ost (MS Bunthaus km 609) im Zeitraum von 2000 – 2017, saisonal differenziert. Datengrundlage: Tagesmittelwerte.....	88
Abb. 47:	Wassertemperaturen im OWK Hafen (MS Seemannshöft km 628) im Zeitraum von 2000 – 2017, saisonal differenziert. Datengrundlage: saisonale Jahresmittelwerte.....	89

Abb. 48:	Wassertemperaturen im Übergangsgewässer (MS Grauer Ort km 660) im Zeitraum von 2000 – 2017, saisonal differenziert. Datengrundlage: Tagesmittelwerte.	90
Abb. 49:	Sauerstoffgehalte (Tagesminima) im Tideelbeabschnitt oberhalb Hamburgs in den Jahren 2000 – 2017, differenziert für verschiedene saisonale Zeiträume.....	91
Abb. 50:	Sauerstoffgehalte im Tideelbeabschnitt oberhalb Hamburgs differenziert für verschiedenen Zeiträume Daten: Messstation Bunthaus km 609, Mittelwerte Tagesminima (kontinuierliche Messungen).....	92
Abb. 51:	Sauerstoffgehalte im Tideelbeabschnitt unterhalb Hamburgs differenziert für verschiedenen Zeiträume Daten: Messstation Blankenese km 639, Mittelwerte Tagesminima (Einzelmessungen, Längsprofil).....	93
Abb. 52:	Sauerstoffgehalte im Tideelbeabschnitt unterhalb Hamburgs in den Jahren 2000 – 2017 differenziert für verschiedenen Zeiträume Daten: Messstation Blankenese km 639, Tagesminimum (Einzelwerte, Längsprofil).	94
Abb. 53:	Sauerstoffgehalte im Übergangsgewässer der Tideelbe in den Jahren 2000 – 2017 differenziert für verschiedene Zeiträume Daten: Messstation Grauer Ort km 660, Tagesminimum (kontinuierliche Messungen).	94
Abb. 54:	Mittlere Trübungswerte (2000 – 2018) im saisonalen Zeitraum April – Juni nach Tidephasen und vertikaler Probeentnahme differenziert (Bild links: oberflächennahen Daten, Bild rechts sohlnahe Daten).	95
Abb. 55:	Entwicklung der Trübungswerte im Tideelbeabschnitt unterhalb Hamburg (km 643) im Zeitraum 2000 – 2018, saisonal differenziert. Daten Messstation D1, Halbtidewerte, Maxima, Flutdaten (sohlnah, kontinuierliche Messungen)	95
Abb. 56:	Entwicklung der Trübungswerte im Tideelbeabschnitt unterhalb Hamburg (km 643) im Zeitraum 2000 – 2018, saisonal differenziert. Daten Messstation D1, Halbtidewerte, Maxima, Flutdaten (oberflächennah, kontinuierliche Messungen).....	96
Abb. 57:	Entwicklung der Trübungswerte im Übergangsgewässer der Elbe (km 660) im Zeitraum 2000 – 2018, saisonal differenziert. Daten Messstation Grauer Ort, Halbtidewerte, Tagesmax. (oben) Tagesmittel (unten) (Gesamtprobe kontinuierliche Messungen).	96
Abb. 58:	Unterhaltungsarbeiten im Zuständigkeitsbereich von HPA, Hopperbaggermengen (oben) und WI-Einsätze (Wasserbedarf in Mio. m ³ ; unten) im Zeitraum 2000 – 2018 . Daten: HPA (<i>SLE Stint HPA 20190617</i>).....	97
Abb. 59:	Entwicklung der WI-Wasserbedarfs (Mio. m ³ /a*10) im OWK Hafen im Zeitraum 2003 – 2018. Im Zeitraum 2003 – ca. 2010 bei interannueller Variabilität keine Tendenz erkennbar, ab ca. 2011 deutlich höherer WI-Einsatz.	98
Abb. 60:	Entwicklung der Hopperbaggermengen in den OWK Hafen und West (Mengen HPA & WSA summiert, inkl. Mengen Sedimentfang Wedel) im Zeitraum 2000 – 2018. Im Zeitraum 2000 – 2013 bei interannueller Variabilität keine Tendenz erkennbar, ab ca. 2014 deutlich höherer Baggerumfang.	98
Abb. 61:	Unterhaltungsarbeiten (Wasserbedarf in Mio. m ³ /a) im Zeitraum 2008 – 2017 (Summe Hopperbagger inkl. Mengen Sedimentfang & Wasserinjektion) im Abschnitt El-km 638,9 – 654,5. Quellen WSV (Tab: <i>20190605 GDWS WI-</i>	

	<i>Elbe 2006-2018 Stunde und Abschnitt; GDWS Hopper-Elbe 2001-2018 Leistung und Abschnitt Edel - Pagensand) und HPA (SLE Stint HPA 20190617).....</i>	99
Abb. 62:	Unterhaltungsarbeiten (Wasserbedarf in Mio. m ³ /a) im Zeitraum 2006 – 2017 (Summe Hopperbagger, Wasserinjektion) im Abschnitt EI-km 654 – 739. Quelle WSV (Tab: 20190605 GDWS WI-Elbe 2006-2018 Stunde und Abschnitt; GDWS Hopper-Elbe 2001-2018 Leistung und Abschnitt Edel - Pagensand)	100
Abb. 63:	Stintlarvendichte vs. Zooplanktendichte (Crustacea) im saisonalen Verlauf (Frühjahr), dargestellt sind wöchentliche Mittelwerte. A3 = 3. Aprilwoche, Apr. 4 = 4. Aprilwoche,....J2 = 2. Juniwoche. Quelle Fintenmonitoring des WSA Hamburg. Planktonanalysen BfG Koblenz. Beachte unterschiedliche Individuenangaben: Stintlarven Ind./100 m ³ , Crustacea-Plankton Ind./l.	101
Abb. 64:	Verlust Flachwasservolumen (%) Mühlenberger Loch vs. Stintzahlen (saisonale Jahresmittel, verschiedene Altersgruppen) im OWK West im Zeitraum 2000/2011 – 2018. MBL = Mühlenberger Loch	103
Tab. 1:	Variabilität der Laichzeit von Stinte in verschiedenen Ästuaren (u.a. JAGER & BETTELS 1999, LILLELUND 1961, GAUMERT Mittlg.).....	15
Tab. 2:	Zusammenfassende Übersicht über die berücksichtigten bzw. ausgewerteten Daten zu den Rahmenbedingungen in der Tideelbe. Unterhaltungsarbeiten: Hopperbagger (Laderaumvolumen) Wasserinjektion (Wasserbedarf).....	31
Tab. 3:	Mittlere Trübungswerte (NTU) im Tideelbeabschnitt von km 609 – km 660 für verschiedene Mehrjahreszeiträume	50
Tab. 4:	Übersicht zu Kühlwassentnahmen aus der Tideelbe, Angaben: beantragte Höchstmenge, Quellen s.u.	56
Tab. 5:	Unterhaltungsbaggerungen im Zuständigkeitsbereich von HPA und WSA HH (OWK West, inkl. Sedimentfang) im Zeitraum 2000 - 2018. WI = Wasserinjektion. Benötigtes Wasservolumen (m ³ /s). Angaben HPA & WSV Kiel. Hopperbaggerungen: Laderaumvolumen.....	60
Tab. 6:	Ergebnisse der Spearman Rang Korrelation differenziert nach Wasserkörpern (Datengrundlage Frühjahrs & Herbstdaten, * = nur Frühjahrsdaten, ** = Unterhaltungsdaten sowohl für die FJ- als auch für die He-Stintzahlen verwendet). NTU Haf FJ und Jul = Trübung Messstation Seemannshöft Frühjahr und Sommer, NTU West FJ_SO = Trübung Messstation D1 Frühjahr und Sommer, sohnnahe Messung; WI & Hopper OWK West/Haf = OWK West/Hafen Wasserbedarf Wasserinjektion und Hopperbagger. Signifikanz: rot = signifikant negative Korrelation, blau = signifikant positive Korrelation.	69
Tab. 7:	Ergebnisse der Spearman Rang Korrelation differenziert nach Wasserkörpern (Datengrundlage nur Frühjahrsdaten subadulte Stinte). NTU Haf FJ und Jul = Trübung Messstation Seemannshöft Frühjahr und Sommer, NTU West FJ_SO = Trübung Messstation D1 Frühjahr und Sommer, sohnnahe Messung; WI & Hopper OWK T1 = Übergangsgewässer Wasserbedarf Wasserinjektion und Hopperbagger; Hopper + Sed-Fang OWK West/Haf = OWK West/Hafen Wasserbedarf Hopperbagger (inkl. Mengen Sedimentfang); WI & Hopper OWK West/Haf = OWK West/Hafen Wasserbedarf Wasserinjektion und Hopperbagger. Signifikanz: rot = signifikant negative Korrelation, blau = signifikant positive Korrelation.	71

Tab. 8:	Ergebnisse der Spearman Rang Korrelation differenziert nach Wasserkörpern (Datengrundlage nur Frühjahrsdaten juvenile Stinte, NTU Haf FJ und Jul = Trübung Messstation Seemannshöft Frühjahr und Sommer, NTU West FJ_SO = Trübung Messstation D1 Frühjahr und Sommer, sohlnahe Messung; WI & Hopper OWK T1 = Übergangsgewässer Wasserbedarf Wasserinjektion und Hopperbagger; Hopper + Sed-Fang OWK West/Haf = OWK West/Hafen Wasserbedarf Hopperbagger (inkl. Mengen Sedimentfang); WI & Hopper OWK West/Haf = OWK West/Hafen Wasserbedarf Wasserinjektion und Hopperbagger. Signifikanz: rot = signifikant negative Korrelation, blau = signifikant positive Korrelation. * = Zooplankton Frühjahrsdaten.....	73
Tab. 9:	Zusammenfassende Übersicht über potenzielle Einflussfaktoren im Zeitraum 2000 - 2018 und deren fachlich abgeschätzter Einfluss auf den Stintbestand in der Tideelbe. * = Spearman Rang Korrelation Berechnung; ** = keine Korrelationsberechnung, Daten fachlich eingeordnet.	75
Tab. 10:	Wassertemperatur Jahresmittel differenziert für verschiedene saisonale Zeiträume, Messstation Seemannshöft km 628 Tideelbe.	89
Tab. 11:	Wassertemperatur Jahresmittel differenziert für verschiedene saisonale Zeiträume, Messstation Grauer Ort km 628 Tideelbe.	90
Tab. 12:	Baggermengen (Mio. m ³ /a Hopper) sowie WI-Einsätze (Wasserbedarf Mio. m ³ /a) im OWK West (Angaben WSV & HPA: inkl. Mengen Sedimentfang Wedel). Mengen Sedimentfang ab 2008 hinzu addiert; * = keine Angaben zum Sedimentfang	99
Tab. 13:	Hopperbaggermengen und WI-Wasserbedarf im Übergangsgewässer von km 650.....	100
Tab. 14:	Ergebnisse der Spearman Rang Korrelation Einflussfaktoren untereinander. NTU Haf FJ und Jul = Trübung Messstation Seemannshöft Frühjahr und Sommer, NTU West FJ_SO = Trübung Messstation D1 Frühjahr und Sommer, sohlnahe Messung; OWK T1 WI & HP = Übergangsgewässer Wasserbedarf Wasserinjektion und Hopperbagger; OWK We_Hafen WI & HP = OWK West/Hafen Wasserbedarf Wasserinjektion und Hopperbagger. Signifikanz: rot = signifikant negative Korrelation, blau = signifikant positive Korrelation.....	102

Zusammenfassung

Auswertungen von vorliegenden langfristigen Daten (Zeitraum 2000 – 2018) zur Abundanz des Stints in der Unterelbe (Teil 1 der Studie) haben plausibel gemacht, dass die Abundanz der Art sich etwa seit 2011 deutlich verringert hat. Sowohl für die verschiedenen Altersgruppen als auch in den verschiedenen Wasserkörpern (im Sinne der WRRL) sind die Hinweise unterschiedlich ausgeprägt. So waren die Befunde zu den adulten Stinten insgesamt indifferenter, die zu subadulten und juvenilen Stinten sowie Stintlarven überwiegend deutlicher. Aufgabe des Teils 2 der von der Stiftung Lebensraum Elbe beauftragten hier vorliegenden Studie war es, auf der Grundlage zur Verfügung stehender Daten v.a. aus behördlichen Messprogrammen Hinweise auf mögliche Ursachen dieser Bestandsveränderungen des Elbstints zu identifizieren.

Als potenzielle Einflussfaktoren wurden auf der Grundlage vorliegender Daten die Veränderungen der Parameter Temperatur, Sauerstoff, Salzgehalt, Oberwasser, Kühlwasserentnahme, Unterhaltungsarbeiten (Hopperbagger, Wasserinjektion), Verkleinerung von Flachwasserzonen im Mühlenberger Loch, Ernährungsgrundlage und Präsenz von Prädatoren für den Zeitraum 2000 – 2018 analysiert. Folgende Ergebnisse können zusammengefasst werden. In der Tideelbe konnte in den letzten Jahren:

- eine Abnahme des Oberwasserabflusses (Einfluss auf Trübung, Unterhaltung)
- ein Anstieg der Trübung (potenzieller Beeinträchtigungsfaktor, Nahrungsaufnahme)
- ein Anstieg der Unterhaltungsbaggermengen (Veränderung Habitatbedingungen, Entnahme von Organismen)
- eine Volumenreduzierung besonders der Flachwasserzone im MB-Loch (vermutlich schleicher Effekt, längerfristig)
- eine temporäre Erhöhung der KW-Entnahmen im OWK Hafen (unmittelbarer Effekt/mittelfristiger Effekt - Entnahme von Organismen)
- keine deutlichen Veränderungen wesentlicher physikalisch-chemischer Einflussfaktoren (Sauerstoff, Wassertemperatur)
- kein Hinweis auf eine Reduzierung des Crustacea-Planktons aber z.T. rückläufige Dichten bei Rotatorien
- ein Anstieg einzelner potenzieller Prädatoren (Fische)
- tendenzielle Abnahme vieler Schadstoffe
- Zunahme einiger (neuer) Schadstoffe

verzeichnet werden.

Aus den durchgeführten Analysen lässt sich Folgendes schlussfolgern:

- Ein Teil der analysierten potenziellen abiotischen und biotischen Einflussfaktoren zeigt im Zeitraum 2000 – 2018 deutliche Tendenzen, die v.a. durch stärker veränderte Werte etwa ab 2010 hervorgerufen werden.
- Die potenziellen Einflussfaktoren „Verlust von Flachwasserbereichen im Mühlenberger Loch“, „Kühlwasserentnahmen“ und „Unterhaltungsarbeiten“ sowie möglicherweise der Faktor „erhöhte Trübung“ können einen Einfluss auf die in den letzten Jahren abnehmenden Abundanzen des Stints gehabt haben. Ein möglicher Einfluss der Schadstoffbelastung ist nicht sicher auszuschließen. Die Einordnung basierte für einige Faktoren auf den Ergebnissen durchgeführter Korrelationsanalysen und fachlicher Einordnung sowie für andere Faktoren auf ausschließlich fachlicher Einschätzung. Die begrenzte räumliche und zeitliche Konsistenz der Daten schränkt die statistische Aussagesicherheit ein. Es sei des Weiteren angemerkt, dass statistische Korrelationen nicht notwendigerweise einen kausalen Zusammenhang bedeuten, ein Einfluss dieser Faktoren ist jedoch aus fachlicher Sicht plausibel.
- Die quantitative Bedeutung der o.g. Faktoren für den Rückgang des Stints in der inneren Untereibe ist auf der Grundlage der vorliegenden Daten nicht zu bestimmen (unklare Wirkungsschwellen; gegenseitige Beeinflussung einzelner Einflussfaktoren). Es ist von einem kumulativen Zusammenwirken dieser und möglicherweise weiterer Faktoren auszugehen. Auf den Faktor „normale Variabilität der Fischbestände“ wurde in Teil 1 hingewiesen.
- Die Faktoren „Unterhaltungsarbeiten“ und „erhöhte Trübung“ sind deutlich negativ mit einem geringen Oberwasser korreliert.
- Es ist nicht auszuschließen, dass schon länger vorhandene Belastungssituationen wie ein „ausgeprägter Sauerstoffmangel“ (z.B. <3 mg/l) oder die Schadstoffbelastung kumulativ nunmehr verstärkt wirksam werden.
- Deutliche Hinweise, dass dem Nährtierangebot für Stintlarven in den letzten Jahren ein dämpfender Einfluss zugekommen ist, sind nicht erkennbar. Dies ist aber mit Blick auf die eingeschränkte Datengrundlage nicht sicher zu beurteilen.
- Ein Einfluss „moderner“, in ihren Wirkungen weitgehend unerforschter Schadstoffe kann nicht sicher ausgeschlossen werden.
- Insgesamt unterliegt der Stintbestand also multiplen Stressoren, deren Beeinträchtigungsintensität im Betrachtungszeitraum z.T. deutlich zugenommen hat.

Insgesamt sind für ein besseres Verständnis der Bestandsdynamik vor dem Hintergrund der Belastungskulisse und für daraus abzuleitende Maßnahmen zum Schutz des Stintbestandes in der Elbe noch Wissenslücken zu füllen.

1. Anlass und Aufgabe

Vor dem Hintergrund von Hinweisen auf einen deutlichen Rückgang der Abundanz des Stints in der Untereibe hat die Stiftung Lebensraum Elbe das Büro BioConsult Schuchardt & Scholle GbR mit zwei Studien beauftragt.

In der ersten Studie (BIOCONSULT 2019a) ist auf der Grundlage vorliegenden Daten v.a. aus behördlichen Untersuchungsprogrammen betrachtet worden, ob sich ein solcher rückläufiger Trend in den Abundanzen vor dem Hintergrund der natürlichen Variabilität der Art identifizieren lässt. Die Ergebnisse wurden in BIOCONSULT (2019a) wie folgt zusammengefasst:

Kurzzusammenfassung der Studie Teil 1 (BIOCONSULT 2019)

*Beobachtungen von Fischern auf der Untereibe deuten darauf hin, dass die Fänge des Europäischen Stints (*Osmerus eperlanus*) in jüngerer Vergangenheit stark zurückgegangen sind. Deshalb hat die Stiftung Lebensraum Elbe das Büro BioConsult Schuchardt & Scholle GbR damit beauftragt, auf der Grundlage von vorliegenden z.T. langfristigen Fangdaten des Stints aus behördlichen Monitoringprogrammen zu untersuchen, ob sich ein solcher rückläufiger Trend vor dem Hintergrund der natürlichen Variabilität der Art auch datenbasiert identifizieren lässt.*

Vor diesem Hintergrund wurden die verfügbaren Fangdaten (vornehmlich aus der Elbe aber auch aus anderen Ästuaren) zusammengestellt und mit verschiedenen Verfahren hinsichtlich der interannuellen Variabilität und vorhandener Trends analysiert. Es sei in diesem Zusammenhang angemerkt, dass die Datensätze keine Untersuchungen einschließen, die spezifisch „stintbezogen“ waren, insofern kann die Aussagekraft einiger Ergebnisse durch eine begrenzte „Datenabdeckung“ eingeschränkt sein. Allerdings macht die vorliegende Langzeitdatenreihe (Fischmonitoring Tideelbe 2000 – 2018) gerade für die hier zugrundeliegende Fragestellung eine besondere Qualität aus.

Die Ergebnisse der Auswertungen, die verschiedene Betrachtungsebenen umfassen, haben in deren Zusammenschau Hinweise auf eine rückläufige Tendenz der Abundanzen des Stints in der Tideelbe in den letzten Jahren plausibel werden lassen. Mit Blick auf verschiedene Altersgruppen sowie auch unter räumlichen Gesichtspunkten (hier Wasserkörper im Sinne der WRRL, Abb. 1) sind die Hinweise unterschiedlich ausgeprägt. So waren die Befunde zu den adulten Stinten insgesamt indifferenter, die zu subadulten und juvenilen Stinten sowie Stintlarven überwiegend deutlicher.

Des Weiteren waren analoge Hinweise auf rückläufige Stintabundanzen in den anderen Ästuaren nicht klar ersichtlich, so dass die Annahme eines großräumigen Trends zunächst nicht naheliegt.

Die auf verschiedenen Betrachtungsebenen festgestellten Hinweise auf einen Rückgang der Abundanz des Stints in der Tideelbe sind allerdings noch nicht gleichbedeutend mit einer daraus abzuleitenden generellen Bestandsgefährdung. Ob und ab wann ein fortschreitender Abundanzrückgang die Stabilität des Stintbestandes gefährdet, kann im Rahmen der vorliegenden Studie nicht beurteilt werden und war auch nicht deren Aufgabe. Sollte sich die in den letzten Jahren verzeichnete Tendenz fortsetzen oder weiter verstärken, ist aber eine Gefährdung nicht auszuschließen.

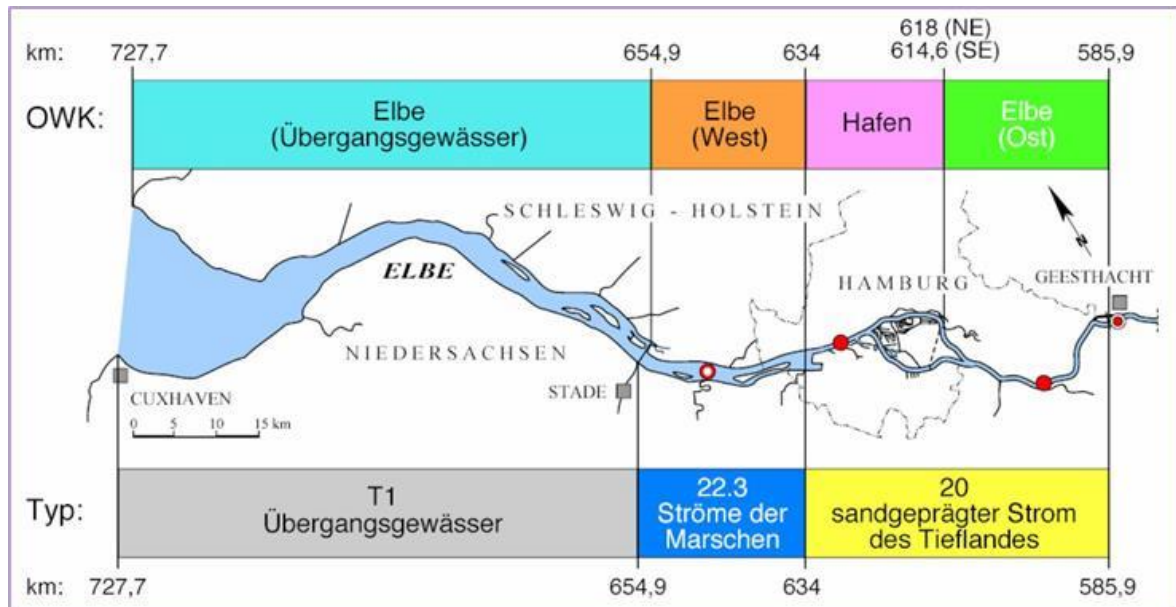


Abb. 1: Abgrenzung der Oberflächenwasserkörper (OWK) und der Gewässertypen in der Tideelbe.

Zukünftige Daten werden zeigen, ob sich der in den letzten Jahren für die Tideelbe andeutende rückläufige Trend fortsetzt oder ob es sich um ein vorübergehendes „normales interannuelles Phänomen“ handelt. Dazu sollen auch – soweit möglich – in einem nächsten Schritt mögliche Faktoren (anthropogen, natürlich) identifiziert werden, die zu den aktuellen Veränderungen der Abundanzen des Stints beitragen bzw. beigetragen haben könnten.

Aufgabe der Studie Teil 2

Aufgabe der zweiten von der Stiftung Lebensraum Elbe beauftragten Studie war es, auf der Grundlage vorliegender Daten v.a. aus behördlichen Messprogrammen Hinweise auf mögliche Ursachen der in der ersten Studie plausibel gewordenen aktuellen Bestandsveränderungen des Elbstints zu identifizieren.

Dazu waren die folgenden Arbeitsschritte vorgesehen und sind durchgeführt worden:

- Beschaffung und Plausibilisierung der verfügbaren Datensätze zu v.a. Sauerstoff, Temperatur, Salinität, Trübung, Zooplankton, ggf. Freßfeinde, Umlagerungsmengen (Wasserinjektion, Hopperbaggerungen) und Kühlwasserentnahmen im inneren Abschnitt der Untereelbe.
- Aufbereitung der Datensätze für die statistischen Analysen.
- Analyse der Datensätze hinsichtlich der Korrelation mit den beiden Datensätzen zum Stint aus AS 1interannuellen Variabilität und vorhandener Trends mit geeigneten statistischen Verfahren und, soweit möglich, getrennt für verschiedene Altersklassen des Stints.
- Interpretation der Ergebnisse hinsichtlich der Frage nach möglichen Ursachen für Veränderungen der Fangmengen des Stints.
- Diskussion der Ergebnisse mit einem Expertenkreis.
- Darstellung der Ergebnisse als Bericht.

2. Biologie des Stints

Laichwanderung und Fortpflanzung

Der in den Nordsee-Ästuaren vorkommende Stint zählt zu den anadromen Formen. Zum Laichen zieht die Art stromauf bis in den tidebeeinflussten Süßwasserabschnitt. Im Herbst, zu Beginn der Aufstiegszeit, sammeln sich Stinte zu großen Schwärmen in den äußeren Ästuaren, um sich allmählich den Süßwasserbedingungen anzupassen. Bereits ab etwa Spätherbst (November) werden deshalb z.B. im poly- und mesohalinen Abschnitt der Tideelbe der Stintschwärme im Bereich zwischen Cuxhaven und Brunsbüttel beobachtet. In der Elbe steigt der Stint bis zum Wehr Geesthacht auf (MÖLLER 1991).

Der Beginn des eigentlichen Aufstiegs wird durch die Wassertemperatur gesteuert. Nach KOTTEL-AT & FREYHOF (2007) beginnt die Aufwärtswanderung im späten Winter bei Wassertemperaturen zwischen 3-6°C und regnerischen und windigem Wetter. Ältere Altersklassen sowie männliche Stinte ziehen dabei früher stromauf. Ihnen folgen Weibchen und die jüngeren Stinte. Die Geschwindigkeit des Aufstiegs hängt von Wasserstand, Strömung und Lufttemperatur ab. Die Laichtätigkeit beginnt bei Wassertemperaturen zwischen 4-12°C. Der Laichzeit erstreckt sich von Januar/Februar bis etwa Mai. Angaben hierzu wurden von JAGER & BETTELS (1999) für die Nordsee-Ästuar zusammengestellt (Tab. 1).

Tab. 1: Variabilität der Laichzeit von Stinte in verschiedenen Ästuaren (u.a. JAGER & BETTELS 1999, LILLELUND 1961, GAUMERT Mittlg.)

Ästuar	Laichzeitraum	Laichgebiet
Ems	Mitte Februar – Ende März	Süßwasserabschnitt, vermutlich bis Herbrum (Tidewehr), u.U. auch im Nebenfluss Leda
Weser	Anfang März – Mitte April	Süßwasserabschnitt bis Hemelingen (Tidewehr), u.U. auch in den Nebenflüssen
Elbe	Anfang/Mitte März – Mitte April	Süßwasserabschnitt bis Geesthacht (Tidewehr), Nebenflüsse (z.B. Ilmenau)
Eider	Anfang April – Anfang Mai	Lage Laichplätze unklar, mögl. Süßwasserabschnitt bis Schleuse Nordfeld

Nach diesen Informationen sind im Hinblick auf Beginn und Ende der Laichzeit mehr oder weniger deutliche Unterschiede zwischen den Ästuaren zu verzeichnen. Ob der Beginn der Laichzeit z.B. in

der Ems generell etwa einen Monat früher beginnt als in Weser und Elbe bleibt offen. Es ist anzunehmen, dass der Zeitpunkt des Aufsteigens zum Laichplatz vor allem von folgenden vier Faktoren abhängt, die einer deutlichen interannuellen Variabilität unterliegen: 1. Entwicklungszustand der Gonaden, 2. Wassertemperatur, 3. Oberwasserabfluss, 4. Witterung.

Das Ablachen geschieht in strömendem Wasser; zur erfolgreichen Reproduktion dieser Fischart sind strömungsarme Bereiche nicht notwendig. Nach MOHR (1941) suchen Stinte aber möglichst den Schutz von Bodenwellen zum Ablachen auf. Als Laichsubstrat werden Steine, Kies und Sand genutzt. Die Eier können aber auch an Pflanzenresten anhaften mit denen sie dann durch den Tidestrom transportiert werden. Die Eier besitzen zwei Hüllen. Beim Quellen des Eies platzt die Außenhülle auf und das Ei haftet mit seinen Innenseiten am Untergrund fest. Eier die nicht sofort einen festen Untergrund finden verdriften und haften sich u.U. nicht mehr an. Diese sammeln sich an strömungsberuhigten Stellen und entwickeln sich dort. Die Anhaftung am Untergrund ist also für die Entwicklung der Eier nicht essentiell, in den späteren Entwicklungsstadien lösen sie sich ohnehin von den jeweiligen Substraten ab und treiben frei im Wasser (u.a. KOTTELAT & FREYHOF 2007, SIGL & TEROFAL 1992, MOHR 1941). Nach SCHEFFEL (1988) scheinen ausgeprägte schlackreiche Sedimente eine erfolgreiche Entwicklung der Eier einzuschränken.

Je nach Wassertemperatur schlüpfen die ca. 4,5 - 6 mm langen Stintlarven nach 20 bis 30 Tagen. Sie zehren noch 10 bis 15 Tage von ihrem Dottersack. Jüngste Untersuchungsergebnisse zum Schlupfzeitpunkt und Wachstum der Stintlarven in der Elbe sind von MATTHIESEN & THIEL (2019) vorgelegt worden. Demnach datierte der Schlupf der Larven auf im Jahr 2018 etwa auf den Zeitraum Anfang April bis Anfang Mai mit Peaks gegen Ende der ersten und in der dritten Aprilwoche.

Ab Juli/August bis Oktober zieht der größte Teil der Jungstinte in die Küstengebiete. Nach Einschätzung einiger Autoren verbleibt ein Teil der Jungtiere aber möglicherweise auch bis zum nächsten Winter in den inneren Abschnitten der Ästuar.

Nahrung und Wachstum

Die Nahrung der Stintlarven besteht vorwiegend aus Zooplankton, im Nahrungsspektrum der 0+-Gruppe spielt der Copepode (*Eurytemora affinis*) eine bedeutsame Rolle (KAFEMANN et al. 1996, THIEL 2001). Das Nahrungsspektrum Juveniler umfasst nahezu ausschließlich Crustacea wie u.a. *Gammarus*-Arten, *Bathyporeia*-Arten sowie auch die Schwebegarnele *Neomysis integer*. Adulte Stinte ernähren sich entsprechend ihrer carnivoren Lebensweise entsprechend aus kleinen Fischen (u.a. Larven, Juvenile der eigenen Art) und ebenfalls von verschiedenen Crustacea wie Mysidacea, Amphipoda, Cladoceren sowie Copepoden (u.a. MOHR 1941, SCHEFFEL 1989, JAGER & BETTELS 1999).

Nach Ergebnissen von MATTHIESEN & THIEL (2019) waren Stintlarven drei bis vier Wochen nach dem Schlupf um ca. 20 – 25 mm groß. Das Wachstum der Larven kann dabei interannuell oder auch örtlich variieren. Faktoren wie u.a. Wassertemperatur, Sauerstoffbedingungen oder Nahrungsangebot, Nahrungskonkurrenz sowie Fraßdruck durch Prädatoren können die Wachstumsraten beeinflussen. ARGE ELBE (2003) und MOHR (1941) geben ein Längenwachstum der Stinte im ersten Jahr (Altersgruppe 0+) im Mittel von etwa 7 cm an. Bis zum Herbst, also ca. 6-8 Monate nach Schlupf, dokumentierte LILLELUND (1961) in der Unterelbe für 0+-Gruppe mittlere Längen

um 6 cm. Ähnliche Ergebnisse wurden z.B. auch von LADIGES (1935) oder ARZBACH (1987) ermittelt. Die Altersgruppe 1+ (subadulte) erreicht bis ca. 10 cm Länge; LILLELUND (1961) gibt etwas abweichend eine mittlere Größe von 13,7 cm für die 1+-Gruppe an. Bei Größen von >10 cm sind die Stinte i.d.R. fortpflanzungsfähig.

Vertikalverteilung der Stintlarven in der Wassersäule

Die Larven der Stinte verhalten sich negativ phototaktisch. Während der Ebbphase halten sie sich überwiegend in tieferen Zonen auf, während sie bei Flut oberflächenorientierter sind. Es ist aber noch unklar, ob dieses ein aktives Verhalten ist (QUELLET & DODSON 1985). NELLEN & SCHNACK (1975) konnten in der Eider Stintlarven in der Größe von 6 – 11 mm ausschließlich in Bodennähe feststellen. In einer jüngeren Untersuchung in der Unterweser konnte festgestellt werden, dass sowohl unter räumlichen als auch unter zeitlichen Gesichtspunkten Stintlarven überwiegend bodennah in höherer Abundanz vorkamen, allerdings waren Larven zu jeder Zeit in allen Wassertiefen anzutreffen (BIOCONSULT, unveröff.).

Daten zum Vorkommen von Stintlarven aus der Tideelbe im Zeitraum 2011 – 2018 haben gezeigt, dass die Individuen vertikal in der gesamten Wassersäule in höheren Anzahlen präsent sind (Datenquelle Fintenmonitoring WSA Hamburg). Im April und Mai waren Stintlarven in der oberen Wassersäule (ca. 1 - 2 m Tiefe) häufiger als sohnah (ca. 1 – 2 m über Grund), während Stintlarven in der ersten Junihälfte sohnah häufiger waren (Abb. 2). Gründe hierfür sind im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht zu identifizieren, denkbar könnte eine altersabhängige (größenspezifische) Vertikalverteilung sein.

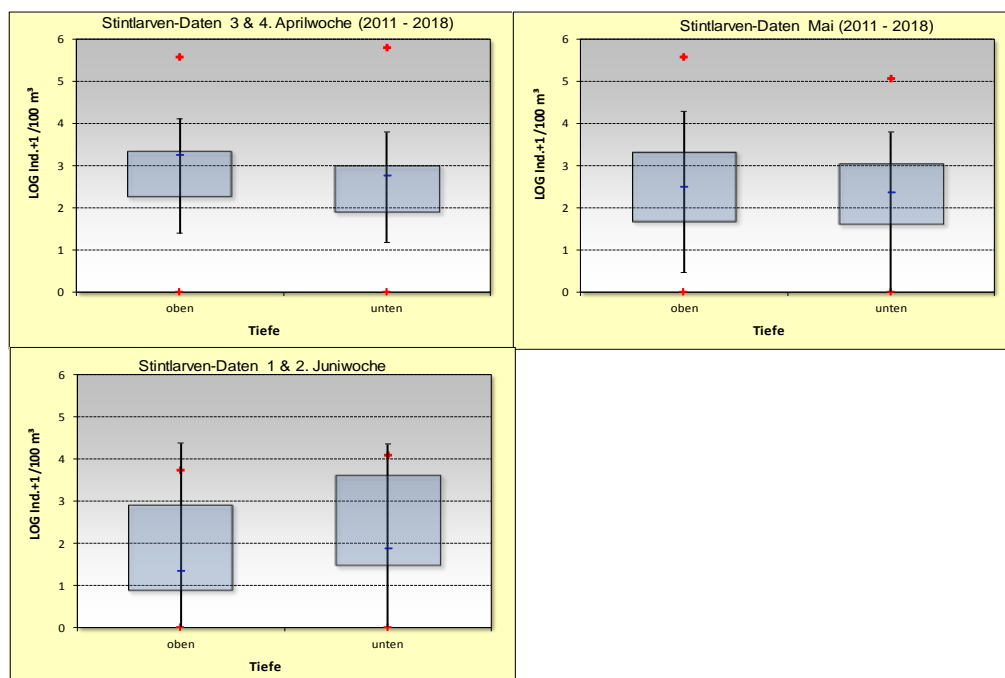


Abb. 2: Vertikalverteilung von Stintlarven in der Tideelbe bei km 643, differenziert nach saisonalen Zeiträumen. Datenquelle Fintenmonitoring. Daten: WSA HH Fintenmonitoring/BioConsult. Oben = in ca. 1-2 m Tiefe, unten: etwa 1 – 2 m über Grund. Box & Whisker: Die kurze Linie innerhalb des Rechtecks zeigt den Median. Die Ränder oben und unten entsprechen den 25. bzw. 75. Perzentilen. So fallen 50% der Daten innerhalb des Rechtecks und 50% außerhalb. Die Whiskers markieren die 5. und 95. Perzentilen. Die Minimal- und Maximalwerte der Stichprobe sind mit einem '+'-Zeichen gekennzeichnet.

Auch ältere Untersuchungen zum Stintlarvenvorkommen in der Tideelbe bei Wedel (km 639) aus dem Jahr 2009 ergaben ähnliche Ergebnisse. So stellte LIMNOBIOS (2009) gegen etwa Ende April in der Mitte der Wassersäule sowie in Grundnähe eine geringere Larvendichte fest als oberflächennah. Anfang Juni waren die Abundanzen der zu dieser Zeit auftretenden Entwicklungsstadien (Spätlarven und Juvenile) örtlich in Grundnähe höher (LMNOBIOS 2009).

Die Vertikalverteilung ist insofern von Interesse, da verschiedene Umweltfaktoren aus vertikaler Sicht unterschiedliche Bedingungen aufweisen können. So sind z.B. die Schwebstoffgehalte bodennah z.T. deutlich höher als oberflächennah (s. Kap. 4).

3. Methodik

Aufgabe der zweiten von der Stiftung Lebensraum Elbe beauftragten Studie ist es, auf der Grundlage vorliegender Daten v.a. aus behördlichen Messprogrammen Hinweise auf mögliche Ursachen der in der ersten Studie plausibel gewordenen aktuellen Bestandsveränderungen des Elbstints zu identifizieren.

Die Schritte der Vorgehensweise sind in Kap. 1 aufgeführt. Im Mittelpunkt steht die Identifizierung möglicher Korrelationen zwischen den Veränderungen der Bestandszahlen des Stints (Teil 1 der Studie) und Veränderungen möglicher Einflussfaktoren, soweit dazu Daten zu beschaffen waren. Da auch signifikante Korrelationen nicht notwendigerweise einen kausalen Zusammenhang bedeuten, werden die Ergebnisse der Korrelationsanalyse fachlich plausibilisiert. Diese fachliche Plausibilisierung stellt aufgrund der begrenzten Daten- und Wissensbasis notwendigerweise im Ergebnis auch eine gutachterliche Einschätzung dar.

Die zur Anwendung kommenden statistischen Verfahren sind nachstehend charakterisiert.

Tendenztest

Für die Abschätzung einer Tendenz bzw. eines Trends in den betrachteten Zeitreihen der Hamenbefischungen und den Ringnetzdaten (Teil 1 bzw. ausgewählte Ergebnisse in diesem Bericht, Kap. 4) sowie Daten verschiedener Faktoren (s. Kap. 6) wurde der nicht-parametrische auf Rängen basierende Tendenztest nach Mann-Kendall verwendet. Der Test eignet sich für Datensätze mit hoher Variabilität und erfordert keine Normalverteilung der Daten, die mit Blick auf die Stintfangzahlen i.d.R. nicht gegeben sind. Der Mann-Kendall Trendtest benötigt voneinander unabhängige Beobachtungen. Dies bedeutet, dass die Korrelation zwischen den Serien mit sich selbst und einer gegebenen Verschiebung nicht signifikant sein sollte. Wir gehen hier davon aus, dass die jährlichen Fangzahlen als voneinander unabhängig einzuordnen sind. Hinweis: Enthalten die Daten eine saisonale Komponente ist Anwendung des „der saisonalen Mann-Kendall Tests“ sinnvoll. Da im vorliegenden Fall die Analysen nur auf Daten identischer Zeitpunkte beruhen, ist hier ein saisonaler Effekt nicht zu beachten.

Die p-Werte (Wahrscheinlichkeit, dass die beobachteten Werte zufällig sind, wenn p über den definierten Signifikanzgrenzen liegt) zur Feststellung der Signifikanz können wie folgt eingeordnet werden: $p < 0,1$ („signifikant“), $< 0,05$ („stark signifikant“) und $< 0,01$ („hoch signifikant“); bei einem p-Wert $< 0,2$ könnte noch von einer gewissen „Tendenz“ gesprochen werden.

Der im Rahmen des Mann Kendall Tests angegebene „Sen-Slope“ gibt die Steigungen jedes möglichen Wertepaares der Zeitreihe ab. Der Median dieser Steigungen ist dann nach „Sen“ der Schätzer für die Trendstärke der Zeitreihe. Im Fall, dass die Trendanalyse einen signifikanten Trend ausweist, gibt der Sen-Slope Hinweise zur Größe des Trends (mittlere Veränderung von Jahr zu Jahr). Die Berechnungen wurden mit dem Programm XL-STAT auf der Grundlage von logarithmierten Jahresmittelwerten differenziert nach Stint-Altersgruppen und den für die Altersgruppen relevanten saisonalen Zeitpunkten durchgeführt.

Spearman Rang

Eine Verschneidung potenzieller Einflussfaktoren mit der Stintabundanz im Zeitraum erfolgte mittels Spearman Rang Korrelation. Die Rang Korrelation beschreibt den Grad des Zusammenhangs von Messwerten mit Blick auf deren Rangfolge. Die Variablen brauchen nur ordinalskaliert zu sein. Die Daten werden in eine Reihenfolge gebracht, auf Grund des Ranges in dieser Reihenfolge lässt sich zwar sagen, dass Werte höher oder niedriger sind, die Analyse liefert aber keine Informationen über die Abstände zwischen den Rängen (d.h. das Ausmaß von Veränderungen der Variablenwerten über z.B. die Zeit ist für das Ergebnis nicht von Bedeutung). Voraussetzungen über die Verteilungsform der Daten bestehen nicht. Bei kleinen Stichproben ($n < 5$) ist der Wert unsicher. Ein weiteres Problem für die Aussagekraft des Koeffizienten ist das Auftreten gleicher Ränge (bei Vorhandensein mehrerer identischer Werte), je mehr umso geringer ist die Aussagekraft des Rangkorrelationskoeffizienten (hierzu s. weitere Hinweise in Kap. 7).

4. Übersicht über die Ergebnisse des Teils 1 der Studie – Fangdatenanalyse

Verfügbare Stintfangdaten (vornehmlich aus der Elbe aber auch aus anderen Ästuaren) wurden in der ersten Studie zusammengestellt und mit verschiedenen Verfahren hinsichtlich der interannuellen Variabilität und vorhandener Trends analysiert. Die Ergebnisse der Auswertungen, die verschiedene Betrachtungsebenen umfassen, haben in deren Zusammenschau Hinweise auf eine rückläufige Tendenz der Abundanzen des Stints in der Tideelbe in den letzten Jahren plausibel werden lassen. Mit Blick auf verschiedene Altersgruppen sowie auch unter räumlichen Gesichtspunkten (hier Wasserkörper im Sinne der WRRL) sind die Hinweise unterschiedlich ausgeprägt. So waren die Befunde zu den adulten Stinten insgesamt indifferenter, die zu subadulten und juvenilen Stinten sowie Stintlarven überwiegend deutlicher. Ausgewählte Auswertungsergebnisse seien hier an einzelnen Beispielen noch einmal dargestellt (Abb. 3 - Abb. 7). Die vollständigen Auswertungen sind dem Teil 1 der Studie zu entnehmen (BIOCONSULT 2019).

Adulte Stinte

Mit Blick auf die adulten Stinte reflektiert die Entwicklung der Fangzahlen für den OWK West (Abb. 3, Bild rechts) sowie OWK Ost (hier nicht grafisch veranschaulicht) eine negative Tendenz, d.h. eine Abnahme der Fangzahlen über die Zeit. Für das an den Wasserkörper West stromab anschließende Übergangsgewässer T1 (Abb. 3, Bild links) und dem stromauf lokalisierten Wasserkörper Hafen (hier nicht grafisch veranschaulicht) wurde kein Hinweis auf einen zeitlich gerichteten Trend ermittelt.

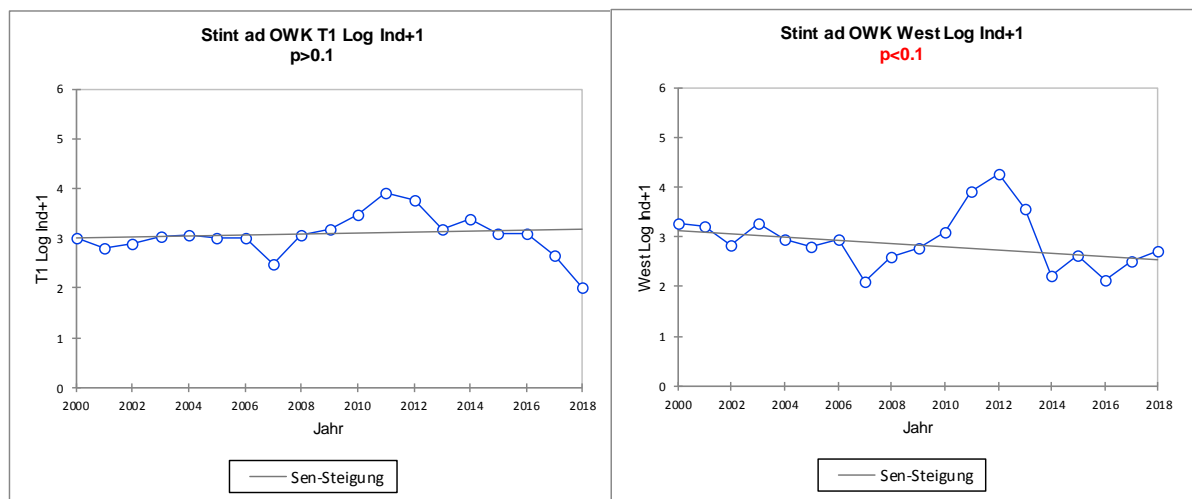


Abb. 3: Zeitreihenanalyse auf Grundlage der Fangzahlen (log Ind./1 Mio. m³+1) adulter Stinte differenziert nach Wasserkörper. T1 = Brackwasser (oligo- polyhalin); West = Süßwasser, Ströme der Marschen unterhalb Hamburg; Daten: WRRL-Fischmonitoring Tideelbe. Frühjahrs- und Herbstdaten.

Subadulte Stinte

Auf der Grundlage der Daten des OWK T1 sowie OWK West (räumliche Vorkommensschwerpunkte) zeigte sich für die subadulten Stinte eine negative Tendenz, d.h. eine Abnahme der Fangzahlen

über die Zeit (Abb. 4). Für die Wasserkörper Hafen und OWK Ost wurde für diese AG kein deutlicher Hinweis auf einen zeitlich gerichteten Trend ermittelt.

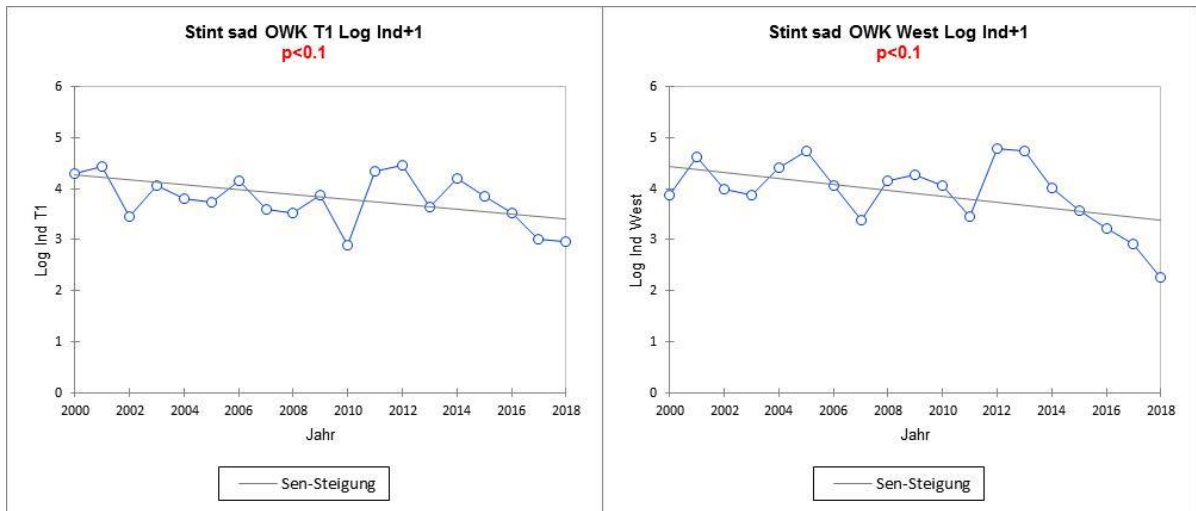


Abb. 4: Zeitreihenanalyse auf Grundlage der Fangzahlen (log Ind./1 Mio. m³+1) subadulte Stinte, differenziert nach Wasserkörper. T1 = Brackwasser (oligo- polyhalin); West = Süßwasser, Ströme der Marschen unterhalb Hamburg; Daten: WRRL-Fischmonitoring Tideelbe, Frühjahrdaten.

Juvenile Stinte (AG 0+)

Auf der Grundlage der Herbst-Fangdaten juveniler Stinte (AG 0+) ergab sich mit Ausnahme des OWK T1 eine negative Tendenz, d.h. eine Abnahme der Fangzahlen über die Zeit in den OWK West, Hafen und Ost. Am Beispiel der Wasserkörper T1 und Hafen werden die Ergebnisse für diese Altersgruppe noch einmal veranschaulicht (Abb. 5).

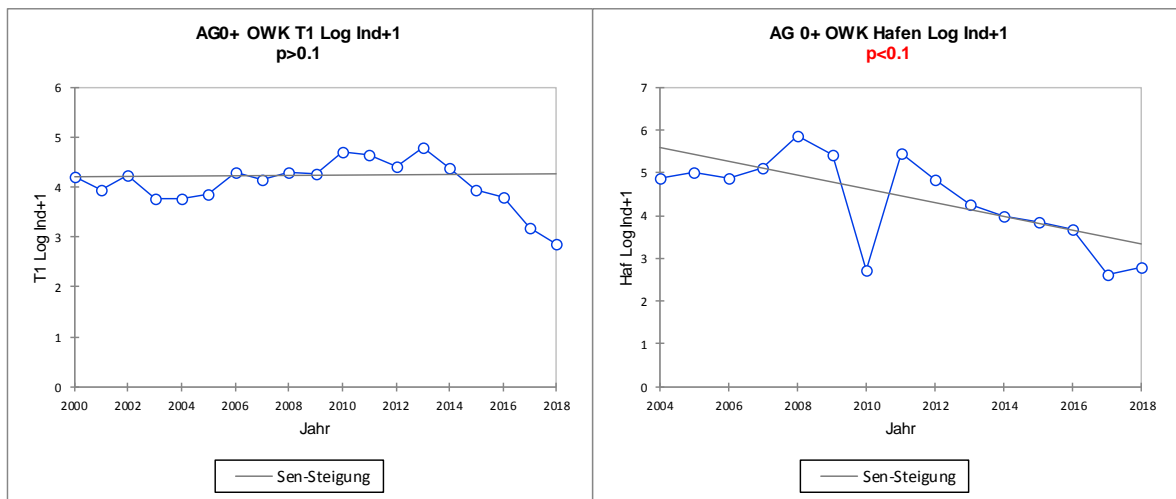


Abb. 5: Zeitreihenanalyse auf Grundlage der Fangzahlen (log Ind./1 Mio. m³+1) juveniler Stinte (AG 0+) differenziert nach Wasserkörper. T1 = Brackwasser (oligo- polyhalin; Hafen (Stadtgebiet HH)). Datenreihe 2000 – 2018, Hamenbefischungen, Daten: WRRL-Fischmonitoring Tideelbe. Fehlende Daten (OWK Hafen) ersetzt durch Mittelwerte aus vorhergehendem und nachfolgendem Wert.

Stintlarven

Daten zu Stintlarven standen aus dem „Beifang“ eines Fintenmonitoring des WSA Hamburg zur Verfügung. Das umfangreiche wird jährlich seit 2011 bei km 643 (Quertransekt) im Zeitraum April

bis Juni durchgeführt. Darüber hinaus sind stichprobenhaft Längstransektdaten (km 630 – km 680) entlang des Salinitätsgradienten im gleichen Zeitraum erhoben worden. Letztere Ergebnisse waren bislang nicht ausgewertet und damit nicht Bestandteil der ersten Studie. Die Ergebnisse werden daher hier ergänzend dargestellt.

Bei interannuell abwechselnd höheren und geringeren Abundanzen zeigten sich insgesamt rückläufige Larvendichten. Für die Quertransekt (QT) Ergebnisse ist u.a. auf der Grundlage der mittleren Larvendichte der ersten Maihälfte eine signifikant rückläufige Tendenz der Stintlarvendichte von 2011 bis 2018 festgestellt worden (Abb. 6).

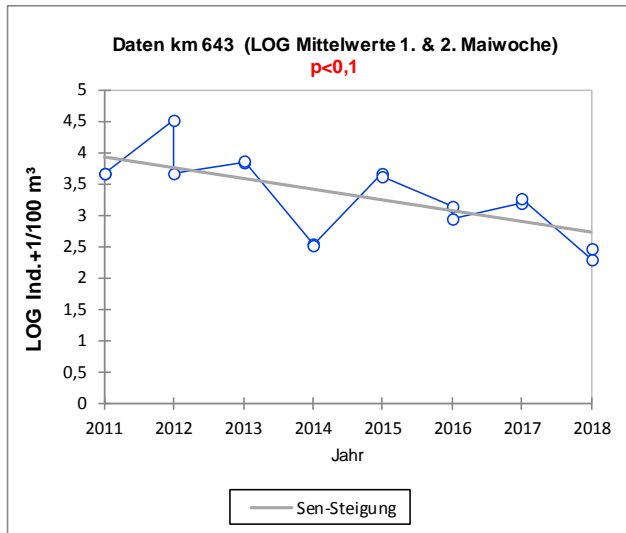


Abb. 6: Entwicklung der Stintlarvendichte im Zeitraum 2011 – 2018 in der Tideelbe bei km 643 (OWK West). Mittelwerte 1. & 2. Maiwoche (rechts). Abundanzdaten log-transformiert. Daten: Fintenmonitoring WSA Hamburg/BioConsult

Wie bereits oben angemerkt, wurden neben der „Hauptuntersuchung“ bei km 643 im Mai/Juni der Untersuchungsjahre auch Längstransektfahrten (LT) von km 630 bis km 680 durchgeführt. Im Rahmen dieser Untersuchung wurden alle 5 – 10 km Stichproben (Ichthyoplanktonnetz) auf beiden Stromseiten (südlich, nördlich) entnommen.

Gleichsinnig zu den QT-Ergebnissen (s.o. und BIOCONSULT 2019a Teil 1) zeigte sich auch auf der Grundlage der LT-Daten eine deutlich rückläufige Tendenz der Stintlarvendichte über die Zeit. Abb. 7 veranschaulicht die Ergebnisse räumlich und zeitlich differenziert, wobei die Ergebnisse jeweils auf einem zweijährlichen Mittelwert beruhen.

Stintlarven waren im Mai im gesamten betrachteten Stromabschnitt präsent (alle Proben berücksichtigt), wobei Vorkommensschwerpunkte überwiegend im oberen Abschnitt um km 640 zu verzeichnen waren. Erkennbar sind auch die insgesamt rückläufigen Larvendichten über die Zeit. Die mit Abstand höchsten Werte wurden 2011/12 ermittelt. Bezogen auf die Zeiträume 2013/14 und 2015/16 waren die Dichten erkennbar geringer. Für die Jahre 2017/18 wurde dann ein bisheriges Minimum festgestellt (Abb. 7, rechts unten). Im Vergleich zu den Ergebnissen aus dem Mai 2011/12 lag das auf den Zeitraum 2017/18 datierte Minimum der Larvendichte (Gesamtmittel 2011/12: ca. 6.200 Ind./100 m³) um etwa den Faktor 40 – 50 (Gesamtmittel 2017/18: ca. 130

Ind./100 m³) geringer. Auf den stichprobenhaften Charakter der Längstransektdaten sei an dieser Stelle noch einmal hingewiesen.

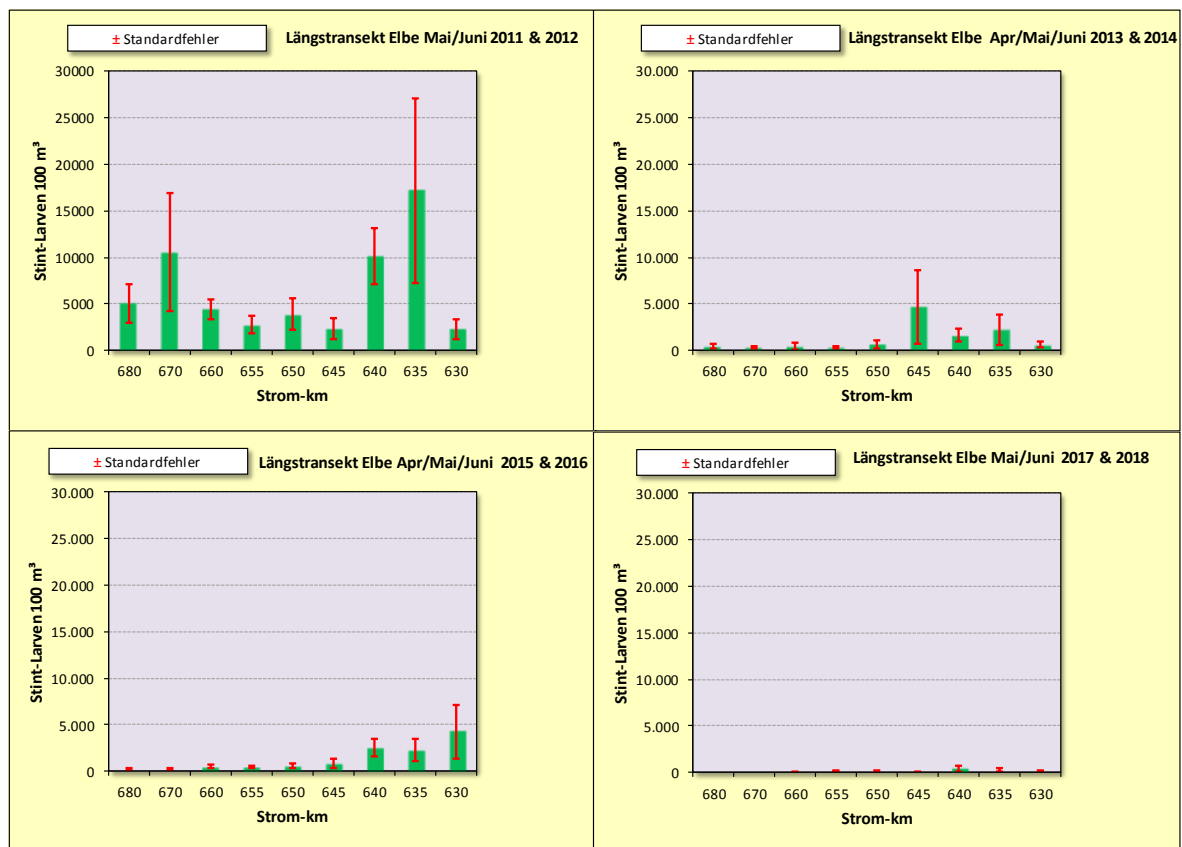


Abb. 7: Stintlarvenzahlen in den Jahren 2011 – 2018, dargestellt als zweijährliche Mittelwerte entlang des Salinitätsgradienten von km 630 (limnisch) – km 680 (meso- polyhalin). N = 108 - 144 Proben/Jahr. Probenahmezeitraum (z.T. ab Ende April) Mai - Anfang Juni. Daten: Fintenmonitoring WSA Hamburg/BioConsult

Zukünftige Daten werden zeigen, ob sich der in den letzten Jahren für die Tideelbe andeutende rückläufige Trend fortsetzt oder ob es sich um ein vorübergehendes „normales interannuelles Phänomen“ bzw. eine normale Variabilität handelt.

Stinte im Küstenmeer

Ebenfalls ergänzend zur ersten Studie soll hier kurz auf Informationen zum Stint aus dem Küstenmeer Bezug genommen werden. Die Daten stammen aus dem langjährigen Fischmonitoring (1991 – 2019) an der Küste Schleswig-Holsteins an drei Fangstationen (Kronenloch, Steertloch und Norderpiep). Die Befischungen erfolgten jeweils im Sommer und wurden methodisch ebenfalls mittels Ankerhamen jeweils über die Tidephasen erhoben. Die Daten wurden freundlicherweise durch R. Vorberg (Marine Science Services, Schleswig Holstein) zur Verfügung gestellt.

Auch im niedersächsischen Küstenmeer wurde in der jüngeren Vergangenheit ein Fischmonitoring (Hamenbefischungen) an insgesamt verschiedenen Standorten (Alte Weser, Jadebusen, Norderney Riffgatt, Accumer Ee, z.T. Oostereems) durchgeführt (BIOCONSULT 2019c).

Folgende Befunde lassen sich zusammenfassen:

- Die Ergebnisse des langjährigen Monitorings an der schleswig-holsteinischen Küste zeigen für den Zeitraum 1991 – 2006 bei ausgeprägter Variabilität zunächst kein erkennbar gerichtetes Abundanzmuster. Ab 2007 stiegen die Stintzahlen deutlich an; ab dem Jahr 2014 gingen die Fangzahlen dann mehrere Jahre hintereinander zurück. Dies ist für die Standorte Steertloch (Abb. 8) und Kronenloch (Abb. 42, Anhang) weitgehend gleichsinnig. Die Daten der Befischungsstation Norderpiep zeigen dagegen ein anderes Muster. Bis etwa zum Jahr 2000 erfolgt bei hoher Variabilität ein Anstieg der Fangzahlen. In der Folgezeit ist keine gerichtete Entwicklung mehr erkennbar (Abb. 43, Anhang). Informationen zur segmentierten Regression sind Teil 1 (BIOCONSULT 2019a) zu entnehmen. Gründe für die räumlichen Unterschiede sind im Rahmen der vorliegenden Studie nicht zu benennen.

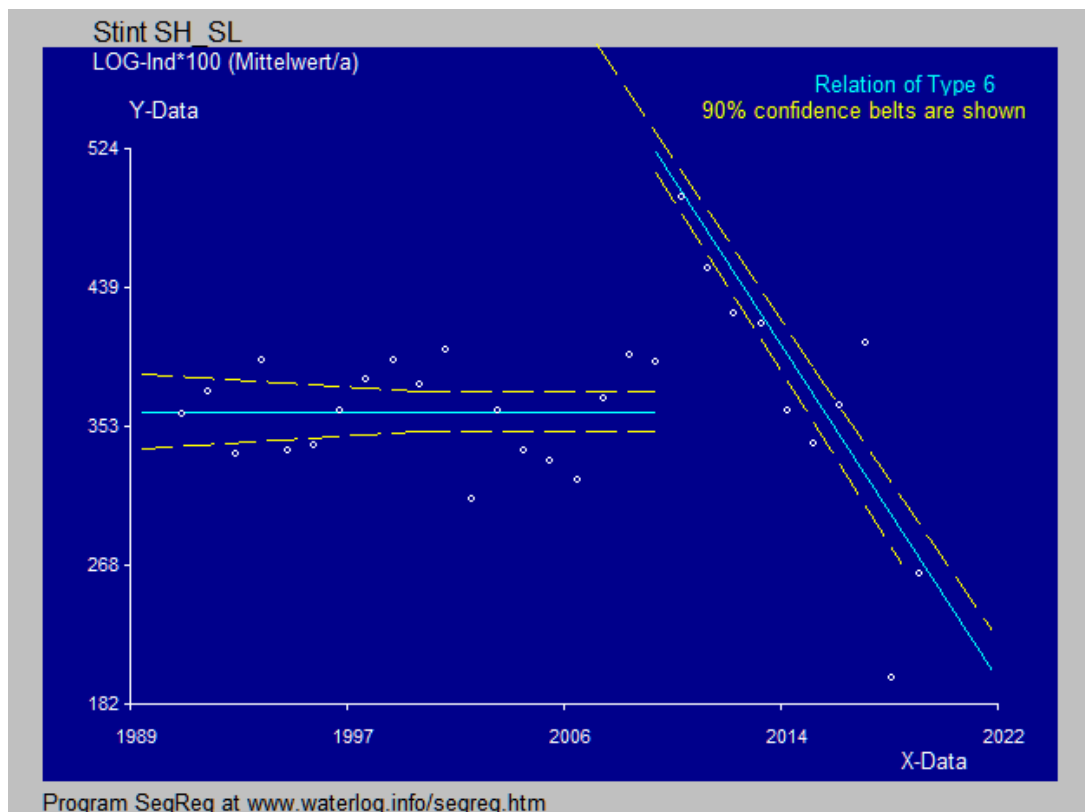


Abb. 8: Segmentierte Regression, Grundlage Stintfangzahlen 1991 – 2019 (SH-Steertloch, Quelle R. Vorberg). Regressionstyp 6: zwei unterbrochene Abschnitte mit unterschiedlicher Steigung.

- Die Ergebnisse des niedersächsischen Monitorings umfassen bislang nur wenige Jahre, insofern ist deren Aussagekraft mit Blick auf zeitliche Entwicklungen sehr eingeschränkt. Vor diesem Hintergrund zeigt sich, dass die Stintfänge im Jahr 2014 - saisonal unterschiedlich ausgeprägt - am relativ höchsten waren (Abb. 9). In den Folgejahren 2016 und 2018 fielen die Stintfänge geringer aus. Die vergleichsweise deutlich höheren Stintfänge im Jahr 2014 (Frühjahr) lassen sich vermutlich auf räumliche Unterschiede zurückführen. So entfielen hohe Fangzahlen auf die Station Jadebusen, die ausschließlich im Jahr 2014 befischt wurde. Vernachlässigt man diese Daten, sind die interannuellen Unterschiede geringer, aber noch sichtbar (Abb. 9, Bild rechts).

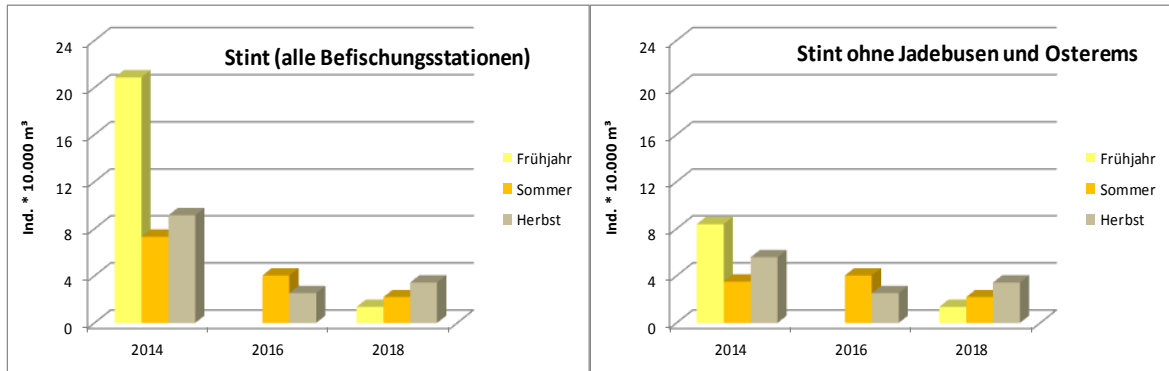


Abb. 9: Stintabundanz in den Jahren 2014, 2016 und 2018 im niedersächsischen Küstenmeer (zwischen Weser und Ems). Mittelwert (Hamenfänge) aus fünf Fangstationen. Quelle: BIOCONSULT 2019c/Nationalparkamt Niedersachsen.

Ob die sich bei hoher Variabilität zumindest lokal andeutenden eher rückläufigen Anzahlen der Stinte auch im Bereich des Küstenmeeres (z.T.) als eine Folge der ebenfalls in der jüngeren Vergangenheit rückläufigen Stintzahlen in der Elbe (s.o., bzw. Teil 1) eingeordnet werden können, erscheint möglich, ist im Rahmen der vorliegenden Studie allerdings nicht belastbar zu klären.

5. Allgemeine Hinweise zu den Rahmenbedingungen in der Tideelbe

Die Elbe wie auch die anderen Ästuar großer Ströme unterliegen seit mehr als 100 Jahren einem starken Nutzungsdruck, der besonders in den inneren Abschnitten zu deutlichen Veränderungen von Struktur und Funktion und damit auch zu einem Druck auf die aquatischen Lebensgemeinschaften insbesondere auch der Fischfauna geführt hat. Die einzelnen Nutzungen wie

1. Ausbauten, Schifffahrt (auch mit davon ausgehender Hydroakustik)
2. Küstenschutz,
3. Sand- und Kiesentnahme,
4. Baggergutumlagerung,
5. direkte und diffuse Stoffeinträge und
6. Fischerei

waren und sind dabei in den norddeutschen Ästuaren unterschiedlich stark wirksam (ESSINK et al. 2005, SCHUCHARDT & SCHOLLE 2017).

Bereits im 19. Jahrhundert war die Wasserqualität der Elbe bei Hamburg u.a. durch mangelnde Abwasserreinigung stark beeinträchtigt. Diese Belastung hat sich in jüngerer Vergangenheit aber in der Elbe verringert; v.a. die in den 1980er Jahren ausgeprägten sommerlichen Sauerstoffdefizite von < 3 mg/l in der Tideelbe, die regelmäßig unterhalb des Hamburger Hafens auftraten und die sich z.T. bis nach Stade ausdehnten, waren in den 90er rückläufig. Mit Beginn des 21. Jahrhunderts sind allerdings wieder saisonale Sauerstoffdefizite (Seemannshöft, EL-km 628,9) dokumentiert worden. Von der ARGE Elbe (2004) wurde der Sauerstoffhaushalt der Elbe im Sommer bei Hamburg als „überlastet“ bezeichnet.

Neben der stofflichen Belastung waren/sind auch die Strombaumaßnahmen ein wesentlicher Faktor, da mit ihnen ein Verlust an Habitaten (Flachwasserzonen, Nebenarme etc.) und eine Veränderung hydrodynamischer Parameter (z.B. Erhöhung des Tidehubs) einherging. Einen Eindruck über die ehemalige Habitatvielfalt vermitteln alte Karten (Abb. 10).

Bis zum Beginn des 19. Jahrhunderts wurden in der Unterelbe keine größeren wasserbaulichen Maßnahmen durchgeführt, da der Tiefgang der Schiffe von bis zu 3,5 m einen Ausbau noch nicht erforderlich machte (KAUSCH 1996). Insbesondere ab Mitte des 19. Jahrhundert erfolgte aber die morphologische Verformung u.a. durch Fahrrinnenvertiefungen, die vermutlich schon frühzeitig neben einer stofflichen Belastung (s.o.) und eines fischereilichen Drucks zu einem Rückgang der Fischbestände beigetragen haben (GAUMERT 2002).



Abb. 10:Links: Hamburger Stromspaltungsgebiet (~ Strom-km 610 bis 630) Topographisch Militärische Charte des Herzogtums Holstein 1789-1796 (Ausschnitt); Foto unten heutige Situation in diesem Abschnitt.

Rechts: Die Elbe in Höhe Mündung der Wedeler Au und der Kleinen Elbe (~ Strom-km 640 bis 650); Foto unten heutige Situation in diesem Abschnitt. Topographisch Militärische Charten des Herzogtums Holstein 1789-1796 (Ausschnitt)
Herausgeber: Landesvermessungsamt Schleswig-Holstein; Fotos Wassergütestelle Elbe. Quelle: Wassergütestelle Elbe (2007)

Folge der Ausbaumaßnahmen sind u.a. erhöhte Mengen umzulagernden Baggergutes. Die jährlichen Unterhaltungsbaggermengen im Bereich der gesamten Tideelbe betragen mehrere Mio. m³, wobei die Intensität der Unterhaltungsmaßnahmen durch natürliche Einflussfaktoren lokal variiert. So erhöht ein niedriges jährliches Oberwasser das Sedimentangebot im inneren Abschnitt des Ästuars und die temporäre Verlagerung der Trübungszone nach Oberstrom. Ein hohes Oberwasser verlagert die Trübungszone dagegen weiter in Richtung Mündung (FICKERT & STROTMANN 2007). Insgesamt war bzw. ist der innere Abschnitt der Tideelbe von anthropogenen Einflussfaktoren deutlich stärker betroffen als die äußeren Abschnitte seewärts des Übergangs vom relativ schmalen Flussschlauch zum weiten Mündungstrichter. Weitere Baumaßnahmen wie z.B. das Wehr Geesthacht (Fertigstellung 1960), durch das der Tideinfluss flussaufwärts begrenzt wird, haben ebenfalls einen Beitrag zur Veränderung des ursprünglichen Systems geleistet (WGE 2007a, b).

Die veränderten Rahmenbedingungen führten auch zu einem Einfluss auf die qualitative und v.a. quantitative Ausprägung der Fischfauna in den Ästuaren. Dieser Einfluss wird z.B. von ROCHARD (2019) in der folgenden Abbildung prinzipiell veranschaulicht.

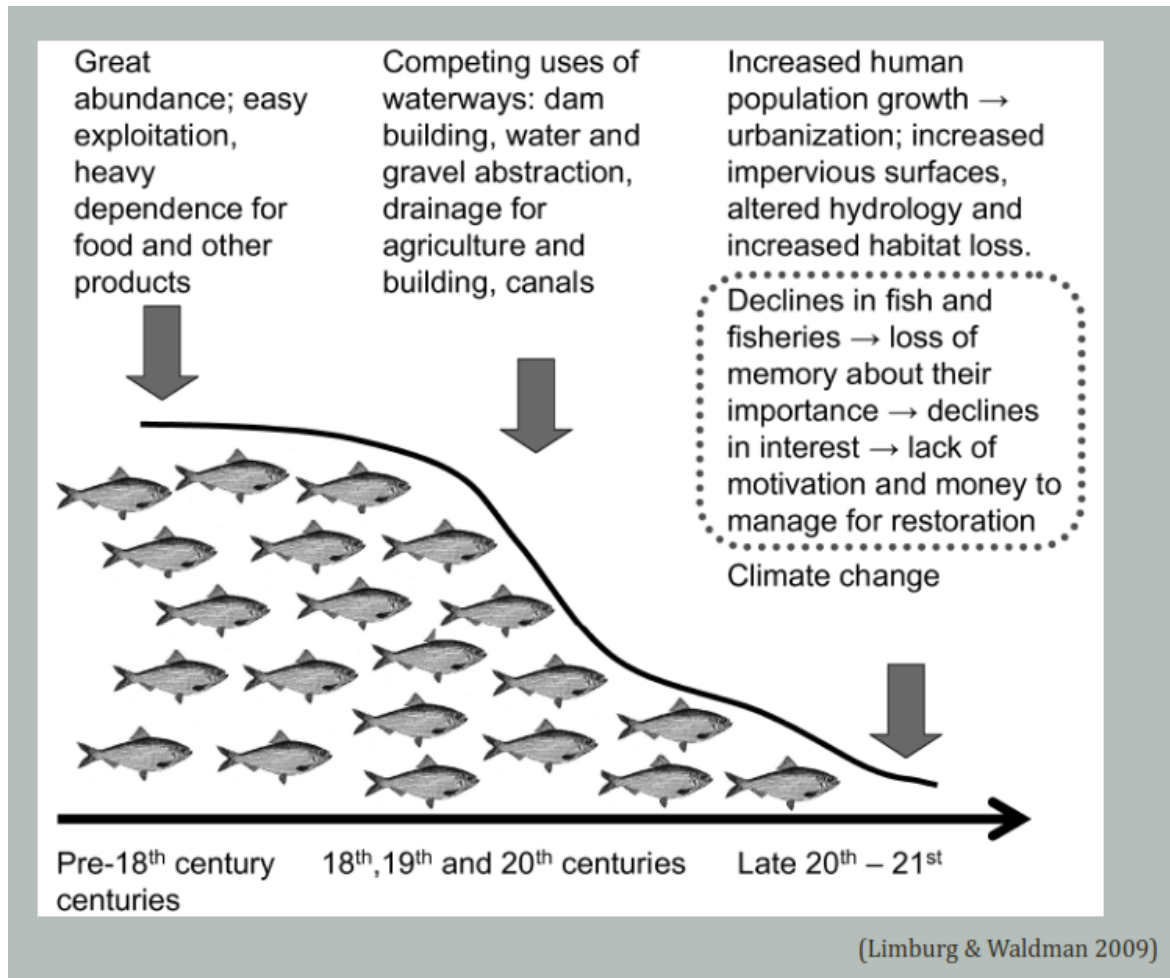


Abb. 11: Zunahme der anthropogenen Nutzung und Rückgang der Fischfauna in den Ästuaren (aus ROCHARD 2019)

Neben den ökonomischen Nutzungsinteressen (z.B. Schifffahrt, Energie) wurde bis heute aber auch der naturschutzrechtliche Status deutlich erweitert. So ist in den vergangenen Jahren v.a. im Rahmen der Umsetzung der FFH-Richtlinie im Bereich des Tideästuars der Elbe die Ausweisung von Schutzgebieten großflächig erfolgt. Im Fokus der FFH-Ziele stehen auch bestimmte Fische und Neunaugen. Beispielsweise ist für die Finte das Elbeästuar als Natura 2000-Schutzgebiet mit dem Ziel ausgewiesen worden, den Bestand dieser Art zu erhalten bzw. zu entwickeln. Hinweise auf eine Bestandszunahme der Finte wurden in der jüngeren Vergangenheit ermittelt (u.a. MAGATH & THIEL 2013). Ein ähnliches Ziel wird auch durch die EU-Wasserrahmenrichtlinie verfolgt, nach der bereits bis 2015 der gute ökologische Zustand bzw. das gute ökologische Potenzial hätte realisiert werden sollen. Diese Ziele beziehen sich neben anderen biologischen Qualitätskomponenten auch auf die Fischfauna. In welchem Zeitraum und in welchem Ausmaß diese Instrumente „greifen“ und wieder eine Umkehr der zurückliegenden fischfaunistischen Entwicklung erfolgt, ist hier nicht zu prognostizieren.

6. Darstellung potenzieller Einflussfaktoren

Es war nicht Aufgabe der Studie eine Literaturrecherche zu denkbaren Einflussfaktoren und deren Auswirkungen auf den Stint durchzuführen und auszuwerten. Die hier betrachteten Variablen wurden aus fachlicher Sicht zusammengestellt und bestimmten sich u.a. auch durch die zur Verfügung stehende Datenlage. Dennoch sei darauf verwiesen, dass die unten aufgeführten Faktoren im Rahmen zahlreicher Arbeiten zur ästuarinen Fischfauna, u.a. auch zur Fischfauna der Tideelbe, als relevant angesehen werden (z.B. KÖHLER 1981, MÖLLER 1983, LOZAN et al. 1996, COSTA et al. 2002, THIEL 2014, EICK & THIEL 2014).

Aufgabe des Teils 2 der von der Stiftung Lebensraum Elbe beauftragten hier vorliegenden Studie war es, auf der Grundlage zur Verfügung stehender Daten v.a. aus behördlichen Messprogrammen Hinweise auf mögliche Ursachen dieser Bestandsveränderungen des Elbstints zu identifizieren.

6.1 Abiotische Parameter

Tab. 2 zeigt vorab eine zusammenfassende Übersicht über die im Folgenden betrachteten Parameter, die auf verschiedenen Ebenen Einfluss auf die Ausprägung der Stintvorkommen nehmen können. Die Faktoren werden mit Blick auf ihre jeweilige interannuelle Entwicklung analysiert und den zeitlich assoziierten Stintdaten gegenübergestellt.

Tab. 2: Zusammenfassende Übersicht über die berücksichtigten bzw. ausgewerteten Daten zu den Rahmenbedingungen in der Tideelbe. Unterhaltungsarbeiten: Hopperbagger (Laderaumvolumen) Wasserinjektion (Wasserbedarf).

Faktor	Daten Zeitraum	Typ	Meßort Tideelbe	Quelle
Oberwasserabfluß	2000 - 2019	Tagesmittel m ³ /s	Neu-Darchau	Datenherkunft: http://www.portal-tideelbe.de/
Wassertemperatur	2000 - 2017/18	Tagesmittel, Halbtidewerte °C	Bunthaus, Seemannshöft, Meßstation D1, Grauer Ort	www.Kuestendaten.de , FGG Fachinformationssystem, Datenabruf
Leitfähigkeit	2000 - 2017/18	Tagesmittel, Halbtidewerte ms/m	Bunthaus, Seemannshöft, Blankenese, Meßstation D1, Grauer Ort	www.Kuestendaten.de , FGG Fachinformationssystem, Datenabruf
Sauerstoff	2000 - 2017/18	Tagesmittel, Halbtidewerte mg/l	Bunthaus, Seemannshöft, Blankenese, Meßstation D1, Grauer Ort	www.Kuestendaten.de , FGG Fachinformationssystem, Datenabruf
Trübungswerte	2000 - 2017/18	Tagesmittel, Halbtidewerte, z.T. bodennah/oberflächennah NTU	Bunthaus, Seemannshöft, Blankenese, Meßstation D1, Grauer Ort	www.Kuestendaten.de , FGG Fachinformationssystem, Datenabruf
Schadstoffe	kein abgegrenzter Zeitraum	keine Datenanalyse, kursorische Literaturdurchsicht	übergreifend	div. Literatur: u.a. Netzband 2007, FGG Elbe 2014, IKSE 2019
Habitatveränderungen	2000, 2006, 2010, 2016	Wasservolumen	Mühlenberger Loch	WSA Hamburg / HPA
Kühlwasserentnahmen	2000 - 2018	genehmigte Maximalvolumina	Kraftwerkstandorte	Diverse: Krieg, Brokmann Consult, Fastert_wärme HH, R. Schwartz_BUE
Unterhaltungsarbeiten	2000 - 2018	Hopperbagger, WI, Wasserbedarf in Jahresgesamtmengen m ³ /s	Wasserkörper Hafen, West, T1	HPA, WSV Kiel
Nährtierangebot	2006 - 2018	Zooplankton (Crustacea, Rotatorien) Ind./l	Seemannshöft	Auswertung durch BfG zur Verfügung gestellt
Prädatoren (Fische)	2000 - 2018	Hamenfangdaten Ind./1 Mio. m ³	Wasserkörper Hafen, West	Umweltbehörde HH
Fischerei	keine Angaben	-	-	-

6.1.1 Oberwasserabfluss

Die Ausprägung des Oberwasserabfluss (Q) hat Einfluss auf verschiedene abiotische und biotische Variable wie Schwebstoffgehalte, Salinität, Plankton, die je Ausmaß einer Veränderung ihrerseits die Zusammensetzung und Häufigkeit der Fischfauna deutlich beeinflussen können. Einige Aspekte seien im Folgenden kurz benannt.

Die Oberwasserabfluss Situation bestimmt möglicherweise den Beginn und auch Dauer der Stint-Laichwanderungen mit (KÖHLER 1981). Die Abflussbedingungen haben ggf. auch Einfluss auf die Wahl des Laichplatzes oder beeinflussen das Nahrungsangebot bzw. die Zusammensetzung des Zooplanktons (Crustacea, Rotatoria; KIMMERER 2002), als eine wichtige Nahrungsgrundlage der Stintlarven. Für nordamerikanische Stintarten (*Spirinchus thaleichmys*, *Osmerus mordax*) wurde

zudem vermutet, dass bei geringem Oberwasserabfluss die Jahrgangsstärke der Stinte geringer ausfällt (LUCAS & BARAS 2001), wobei hier nicht abzuschätzen ist, in wie weit eine solche Annahme auf den europäischen Stint übertragbar ist. Vor allem wirkt der Oberwasserabfluss aber stark auf den Stromauf-Transport von Trübung und Sedimenten und damit auf die potenziellen Einflussfaktoren Baggerungen und Trübung.

Ergebnis Oberwasserabfluss

Mit Blick auf die Oberwasserabflüsse (hier Mittelwert des täglichen Q m^3/s) seit 2000 zeigt sich differenziert nach saisonalen Zeiträumen für die Elbe:

- in den Wintermonaten Januar und Februar eine hohe interannuelle Variabilität, aber keine gerichtete Entwicklung (Abb. 12, Bild links oben). Die Werte variierten zwischen etwa 500 m^3/s (2001) bis max. >2.000 m^3/s (2011).
- im frühen Frühjahr (März & April) und späteren Frühjahr (Mai & Juni) ist im Betrachtungszeitraum (2000 – 2017/18) jeweils dagegen eine abnehmende Tendenz zu erkennen (Abb. 12, Bilder rechts oben, links unten). Die im März/April in der Vergangenheit in kürzeren Abständen auftretenden Abflüsse von >1.000 m^3/s sind in der jüngeren Vergangenheit nicht mehr verzeichnet worden. Im späten Frühjahr (Mai/Juni) war der Abfluss generell geringer. Aber auch in diesem Zeitraum sind in den letzten Jahren hintereinander geringe Werte (340 m^3/s – 440 m^3/s) dokumentiert worden.
- Geringere interannuelle Unterschiede im Sommer (Abb. 44 im Anhang) und Herbst. Statistisch sind die Unterschiede bezogen auf diese saisonalen Phasen zufällig, eine deutliche Tendenz ist nicht gegeben (Herbst, Abb. 12, Bild rechts unten).

Die Ergebnisse zeigen also, dass mit Blick auf den Parameter Oberwasserabfluss die Tideelbe im Zeitraum 2000 – 2018 v.a. im Frühjahr deutlich veränderte Rahmenbedingungen aufwies. Dies äußert sich in den in der jüngeren Vergangenheit wiederholt niedrigen Werten.

Bezug zum Stint

Diese Veränderungen der Oberwasserabflussereignisse fallen zeitlich zusammen

- mit der Laichwanderung (ab etwa März)
- der Laichphase (ab Mitte März - April) sowie
- der Entwicklungsphase der Stintlarven (April - Juni).

Ob diese Veränderungen einen direkten Einfluss auf das Reproduktionsverhalten und den Reproduktionserfolg des Stints haben ist unklar; die Abnahme hat aber zu einer deutlichen Zunahme von Unterhaltungsaufwand und Trübung beigetragen (s. negative Korrelation in Tab. 13 im Anhang).

Der Abwanderungszeitraums (Sommer/Frühherbst) der Jungstint war in der jüngeren Vergangenheit dagegen keinen auffälligen Oberwasserabfluss-Veränderungen unterworfen (Abb. 12, Bild rechts unten).

Abb. 12 veranschaulicht den Oberwasserabfluss im Zeitraum 2000 – 2018/19, differenziert für verschiedene saisonale Zeiträume.

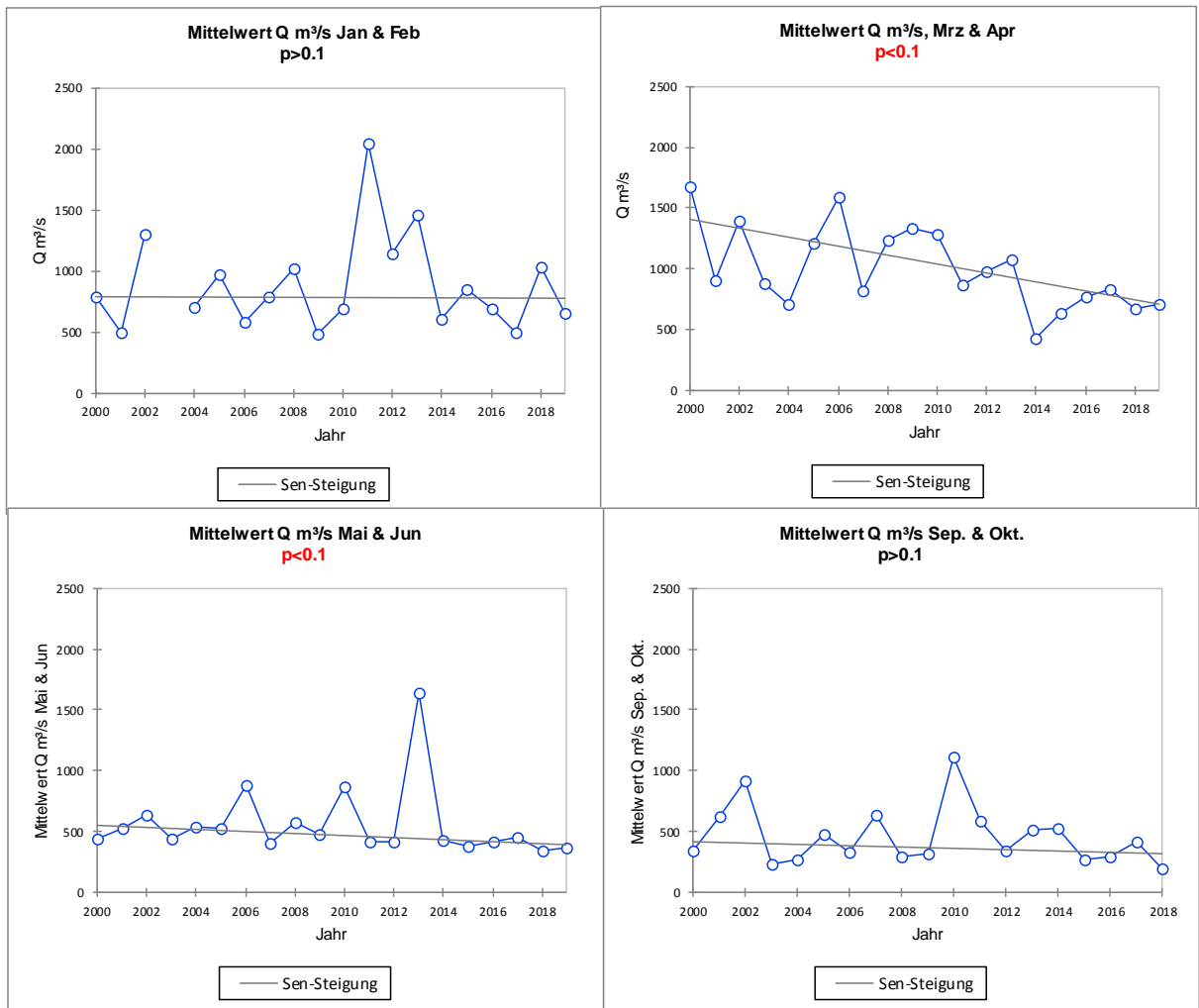


Abb. 12: Entwicklung des Oberwasserabflusses in der Elbe in den Jahren 2000 – 2019 differenziert für verschiedene saisonale Zeiträume. Daten Pegel Neu Darchau.

6.1.2 Wassertemperatur

Der Stint gilt als eine Kaltwasserart mit einem Temperatur-Optimum zwischen 10 – 20 °C. Die Wassertemperatur ist ein wesentlicher Faktor, der z.B. den Beginn der Laichwanderungen und die Stint-Laichaktivität steuert (LILLELUND 1961) und generell auch Einfluss auf die saisonale Abundanz der ästuarinen Fischfauna ausüben kann (THIEL et al. 1995). So waren z.B. in der

Themse die mittleren jährlichen Abundanzen des Stints negativ mit hohen Wassertemperaturen korreliert (ATTRILL & POWER 2004). Warme und stürmische Winter deuten auf einen positiven Zusammenhang mit der Stintabundanz (ATTRILL & POWER 2002). Nach POWER & ATRILL (2007) beeinflussen die Temperatur Bedingungen neben dem Wachstum von Stinten auch deren bevorzugte Aufenthaltsbereiche in den Ästuaren. Klimatische Bedingungen können daher letztlich das Timing der Stintpräsenz bestimmen. Mit Blick auf die Embryonalentwicklung spielt die Wassertemperatur ebenfalls eine Rolle. ARULA & SHPILEV (2015) geben für die Entwicklung eine optimale Temperaturspanne von etwa 4 – 10 °C an. Neben anderen Umweltfaktoren kann also die Wassertemperatur auch unmittelbaren Einfluss auf die Stintabundanzen haben.

Ergebnis Wassertemperatur

Die Entwicklung der Wassertemperaturen im Zeitraum von 2000 – 2017 wird differenziert für folgende saisonale Zeiträume/Monate (die für die Stintwanderung und -Reproduktion von Bedeutung sind) für verschiedenen Messstationen betrachtet (Datengrundlagen: Jahresmittelwerte für den jeweiligen saisonalen Zeitraum, Tagesmittelwerte);

- Winter (Dezember – Februar)
- März
- April
- Mai
- Sommer (Juni – August)

Mit Blick auf die Wassertemperaturen (hier saisonaler Jahresmittelwert) seit 2000 zeigt sich für die am Beispiel der Wasserkörper Ost (Messstation Bunthaus km 609) und Wasserkörper West (MS D1 km 643) der Elbe folgendes:

- in den Wintermonaten Dezember – Februar lagen die mittleren Wassertemperaturen erwartungsgemäß niedrig und variierten zwischen <1 °C (2010) – bis etwa 5 °C im Maximum (2007). Für den winterlichen Zeitraum ist eine interannuelle Variabilität aber keine zeitlich gerichtete Entwicklung erkennbar. (Abb. 13 und Abb. 14 Bilder oben links). Dies gilt auch für die anderen Elbabschnitte (Abb. 46 - Abb. 48 sowie Tab. 10 & Tab. 11 im Anhang).
- im frühen Frühjahr (März & April) lagen die Temperaturen um 5 °C (März) bis 14 °C (April). Bei z.T. ausgeprägter interannueller Variabilität ist im Zeitraum von 2000 – 2017 aber keine gerichtete Veränderung zu erkennen. Dies gilt für alle hier berücksichtigten Messstationen (Abb. 13, Abb. 14, Bilder oben rechts, Mitte links sowie Abb. 46 - Abb. 48 und Tab. 10 & Tab. 11 im Anhang).
- Im späteren Frühjahr und im Sommer ist bei Temperaturen um etwa 19 – 23 °C auf der Basis der Daten MS Bunthaus (km 609) jeweils eine abnehmende Tendenz der Wassertemperatur zu erkennen. Diese Tendenz ist zwar systematisch, absolut sind die Änderun-

gen allerdings gering (Abb. 13 und Abb. 14, Bilder Mitte rechts, unten links). Zudem ist dieses Ergebnis ausschließlich an der Station Bunthaus (km 609) zu verzeichnen. Auf der Grundlage der Ergebnisse der Messstation D1 (Abb. 14) sowie auch anderen Messstationen (Abb. 46 - Abb. 48 sowie Tab. 10 & Tab. 11 im Anhang) ist keine gerichtete Veränderung der Wassertemperatur über die Zeit erkennbar.

Die Ergebnisse zeigen, dass mit Blick auf den Parameter Wassertemperatur die Bedingungen in der Tideelbe zwar einer interannuellen Variabilität unterliegen deren jeweilige Ausprägung einen jahresspezifischen Einfluss auf den Stint gehabt haben kann, insgesamt erfolgten aber keine generellen Temperaturveränderungen im Zeitraum 2000 – 2017/18. Eine gewisse Ausnahme ist für den Wasserkörper Ost (Bunthaus km 609) oben benannt.

Abb. 13 und Abb. 14 veranschaulichen die Temperaturentwicklung am Beispiel der Messwerte der Stationen Bunthaus (km 609) und D1 (km 643), differenziert für verschiedene saisonale Zeiträume. Ergebnisse weiterer Messstationen sind dem Anhang zu entnehmen (Abb. 46 - Abb. 48 sowie Tab. 10 & Tab. 11).

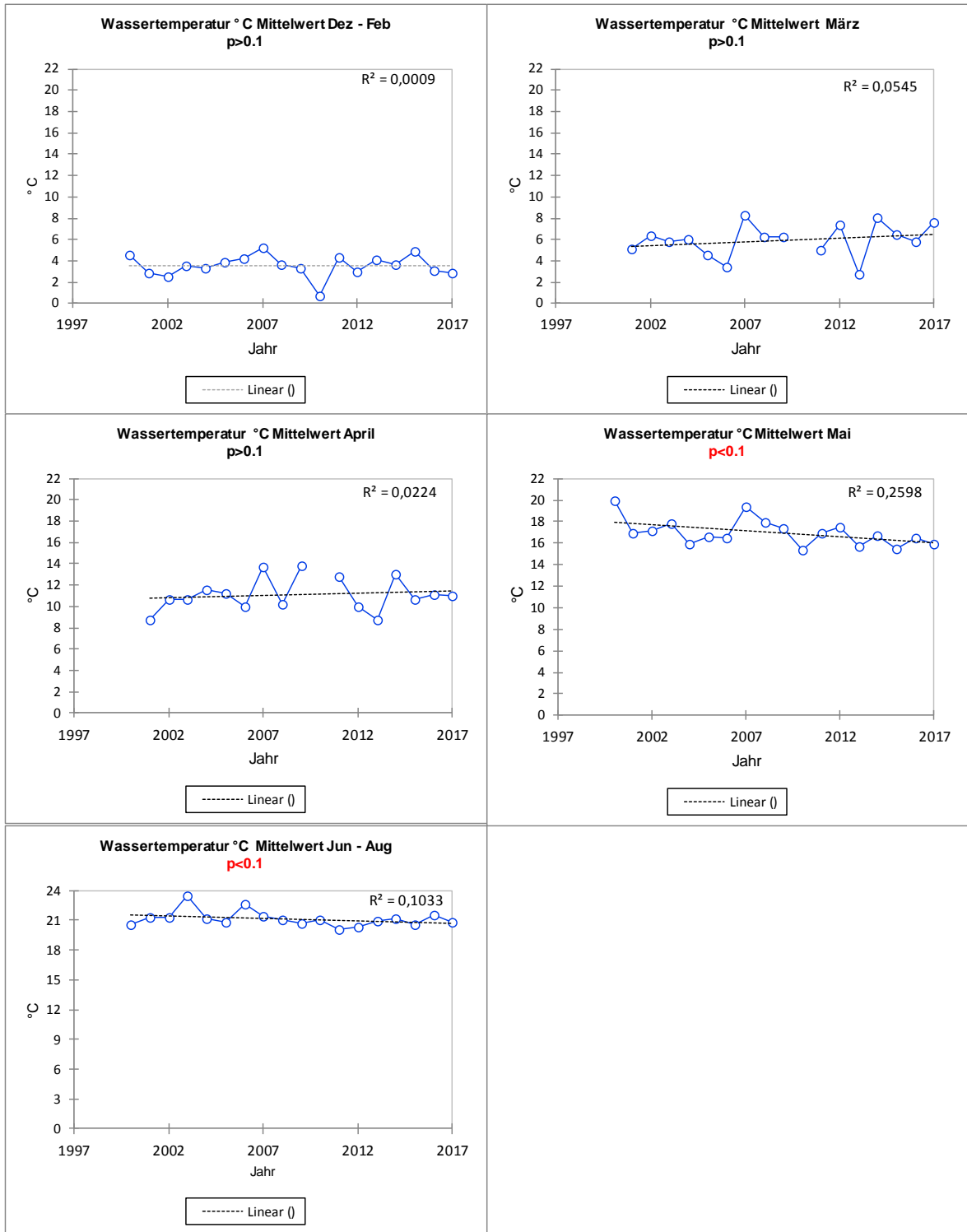


Abb. 13: Entwicklung der Wassertemperaturen im Zeitraum 2000 – 2017 in der Tideelbe differenziert für verschiedene saisonale Zeiträume. Daten Messstation Bunthaus km 609.

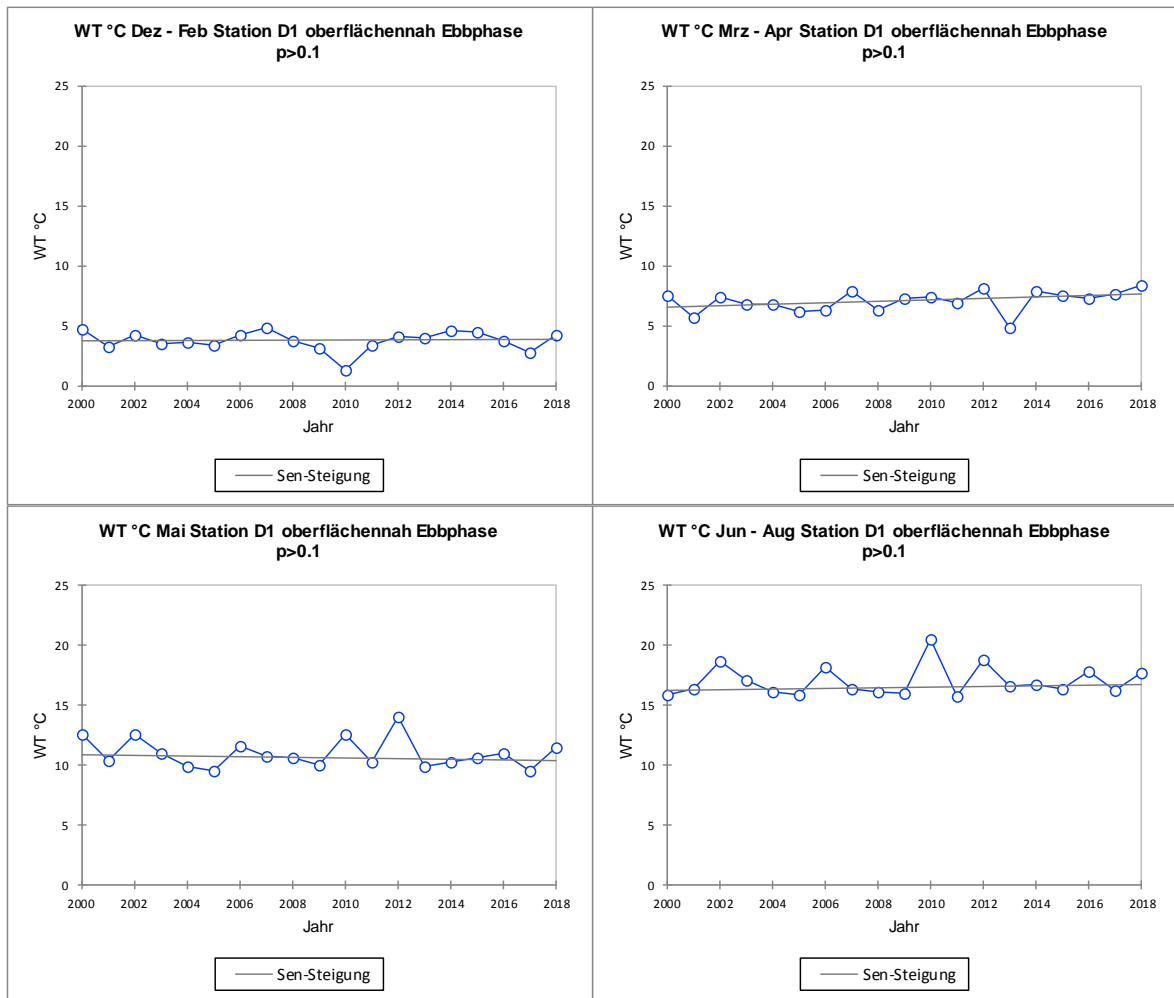


Abb. 14: Entwicklung der Wassertemperaturen im Zeitraum 2000 – 2018 in der Tideelbe, differenziert für verschiedene saisonale Zeiträume. Daten Messstation D1 km 643. WT = Wassertemperatur.

Bezug zum Stint

Die potenzielle Bedeutung der Wassertemperatur wurde bereits oben dargestellt. Die Auswertungen verdeutlichen, dass dieser Faktor im Betrachtungszeitraum zwar interannuell variabel war, dabei aber keinen zeitlich gerichteten Veränderungen unterlag. Ein Zusammenhang mit der festgestellten rückläufigen Entwicklung des Stintbestands - durch insbesondere in der jüngeren Vergangenheit veränderte Temperatur Bedingungen - ist daher nicht plausibel. Dies gilt letztlich für alle Lebenszyklen (Laichwanderung, Laichphase, Entwicklung der Stintlarven und Abwanderung ins Küstenmeer) des Stints, die saisonale Muster aufweisen.

6.1.3 Leitfähigkeit/Salinität

Als anadrome Art sind wechselnde Salzgehalte ein typisches Merkmal des Stint Lebensraums. Die Art zeichnet sich gegenüber dem Salzgehalt daher durch eine hohe Toleranz aus. Verschiedene Untersuchungen zeigen aber, dass der Salzgehalt ein Faktor sein kann, der z.B. die Larvalentwicklung der Stint beeinflussen kann. LILLELUND (1961) gibt für eine erfolgreiche Entwicklung eine

obere Salinitätsgrenze von 16 an. FUDA et al. (2007) ermittelten in Laborversuchen zur Embryonalentwicklung des Regenbogenstints (*Osmerus mordax*), einen Schlupferfolg von 0 % bei einer Salinität von 30. Möglich erscheint nach HUTCHINSON (1983) auch, dass die Wahl der Laichplätze bis zu einem gewissen Grad u.a. von den Salzgehaltsbedingungen beeinflusst werden kann.

Ergebnis Leitfähigkeit

Die Entwicklung der Leitfähigkeit (LF) im Zeitraum von 2000 – 2017/18 wird differenziert für folgende saisonale Zeiträume für verschiedenen Messstationen betrachtet (Datengrundlagen: Jahresmittelwerte für den jeweiligen saisonalen Zeitraum, Tagesmittelwerte, Einzelmesswerte):

- Februar & März
- April & Mai
- Sommer (Juni – August)

Am Beispiel der Wasserkörper Ost (Messstation Bunthaus km 609), West (MS Blankenese km 639) sowie T1 (MS Grauer Ort km 660) der Elbe ergibt sich für den Parameter Leitfähigkeit folgendes:

- Im Winter bis Frühjahr lagen die mittleren Werte in den Wasserkörpern Ost (km 609) und West (km 639) jeweils um ca. 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und variierten im Betrachtungszeitraum zwischen etwa 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (2005) bis >1.100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ im Maximum (2014, 2017). Für diesen saisonalen Zeitraum zeigt sich eine schwache zeitlich gerichtete Entwicklung, mit höheren Werten in der jüngeren Vergangenheit (Abb. 15 - Abb. 16, Bilder oben links).
- Im Sommer war die Amplitude der LF in den Wasserkörpern Ost & West mit ca. 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ bis 1.400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ größer. Analog zum Frühjahr ist auch für die Sommermonate eine schwache Tendenz über die Zeit erkennbar (Abb. 15 - Abb. 16, Bilder unten links).
- Auch weiter stromab im Übergangsgewässer (T1) ist bei erwartungsgemäß höheren Leitfähigkeiten (tideabhängig bis zu 3.500 $\mu\text{S}/\text{cm}$), eine Zunahme in der jüngeren Vergangenheit erkennbar (Abb. 17)

Die Ergebnisse zeigen, dass für die Salzgehalte in der Tideelbe bei einer u.a. tidebedingten und interannuellen Variabilität eine tendenzielle Zunahme zu verzeichnen war. Die Erhöhung der LF-Werte steht wohl in Zusammenhang mit dem in den letzten Jahren geringeren Oberwasserabfluss (s.o.).

Abb. 15 bis Abb. 17 veranschaulichen die Ergebnisse am Beispiel der Messwerte der Stationen Bunthaus (km 609), Blankenese (km 639) und Grauer Ort (km 660), differenziert für verschiedene saisonale Zeiträume auf der Grundlage der Tagesmittelwerte (bzw. Einzelproben s. Blankenese).

Auf einen zusätzlichen Tendenztest (Mann Kendall) wurde für diesen Faktor verzichtet, da die eher moderaten interannuellen Veränderungen der Leitfähigkeiten für die hier zu Grunde liegende Fragestellung als weniger bedeutsam angesehen werden.

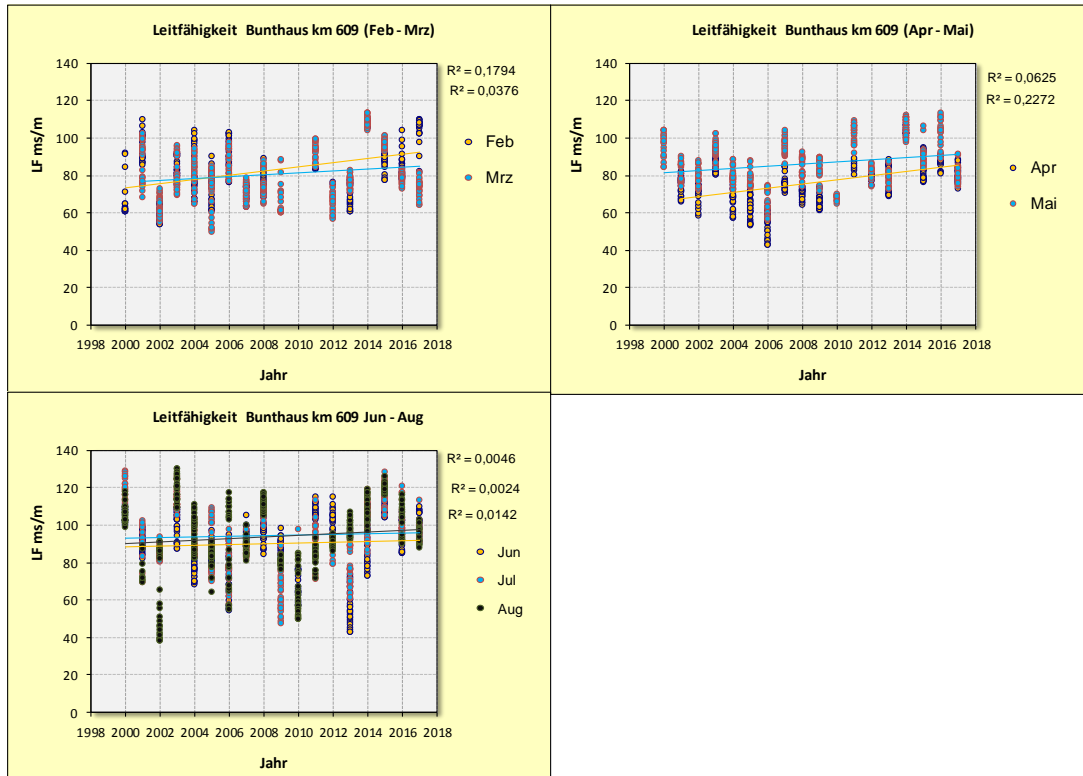


Abb. 15: Entwicklung der Leitfähigkeit im Tideelbeabschnitt oberhalb Hamburgs im Zeitraum 2000 - 2017, differenziert für verschiedene Monate. Daten Messstation Bunthaus km 609, Tagesmittelwerte (kontinuierliche Messungen).

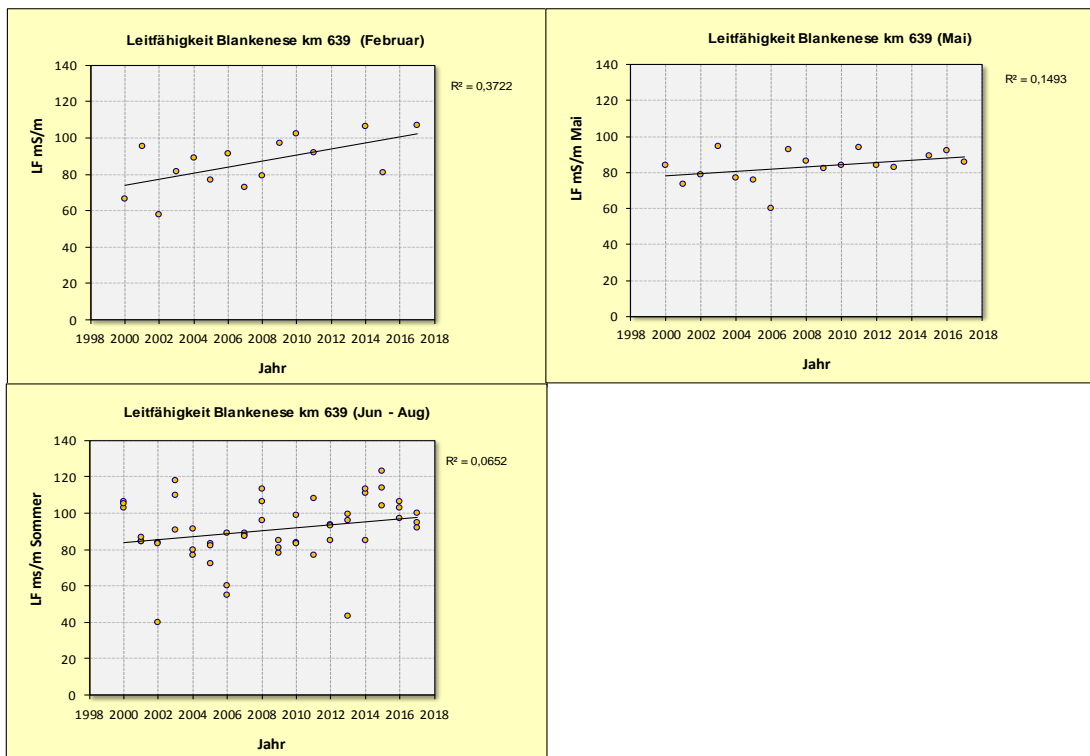


Abb. 16: Entwicklung der Leitfähigkeit im Tideelbeabschnitt unterhalb Hamburgs im Zeitraum 2000 - 2017, differenziert für verschiedene Monate. Daten Messstation Blankenese km 639, Längsprofil, Einzelproben.

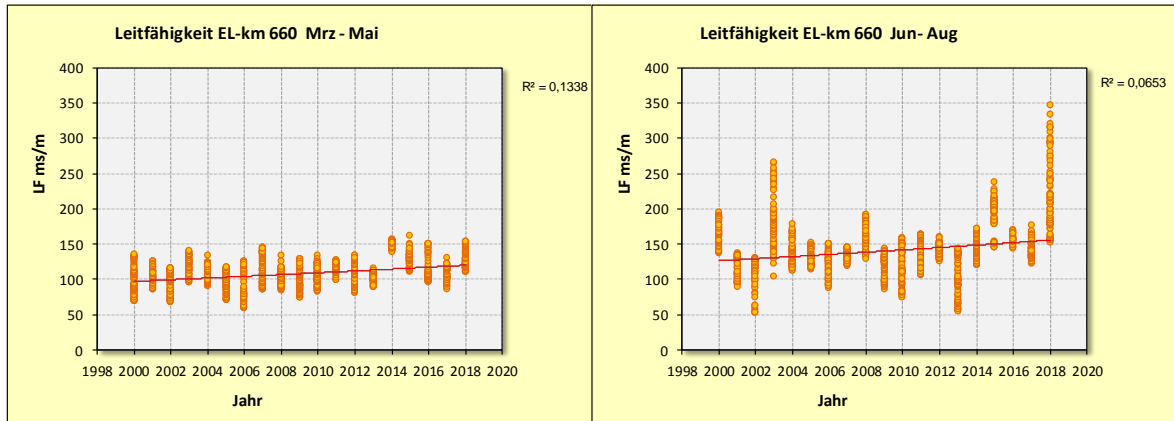


Abb. 17: Entwicklung der Leitfähigkeit im Übergangsgewässer der Tideelbe in den Jahren 2000 - 2018, differenziert für verschiedene saisonale Zeiträume Daten Messstation Grauer Ort km 639, Tagesmittel (kontinuierliche Messungen).

Bezug zum Stint

Die potenzielle Bedeutung der Leitfähigkeit für den Stint wurde bereits oben dargestellt. Die Auswertungen verdeutlichen, dass dieser Parameter im Betrachtungszeitraum interannuell variabel und auch einer zeitlich gerichteten moderaten Zunahme unterworfen war.

Ein Zusammenhang mit der rückläufigen Entwicklung des Stintbestands ist dennoch nicht plausibel. Der Anstieg der Leitfähigkeiten bewegt sich in einem Salinitätsbereich (Leitfähigkeit in Salinität umgerechnet ergibt etwa $S = 0,5 - 0,8$ im Wasserkörper West und bis zu $S = 0,8 - 2$ im Wasserkörper T1) bei dem nicht davon auszugehen ist, dass Stinte (alle Altersgruppen) dadurch nachteilig betroffen wurden.

6.1.4 Sauerstoff

Die Sensitivität der Fische gegenüber Sauerstoffmangelsituationen ist zum einen artspezifisch und zum anderen variiert diese teilweise auch in Abhängigkeit des jeweiligen Entwicklungsstadiums (Brut, juvenil, adult). Ferner können verschiedene biotische und abiotische Rahmenbedingungen wie insbesondere hohe Wassertemperaturen die Beeinträchtigungen durch Sauerstoffmangel verstärken, so dass bei gleicher O_2 -Konzentration die Mortalität höher oder niedriger sein kann (z.B. TURNPENNY et al. 2006, DAVIES-COLLEY et al. 2013, ELSHOUT et al. 2013). Sauerstoff ist für die qualitative und quantitative Ausprägung der Fischfauna also ein prominenter Faktor (u.a. MAES et al. 2007, THIEL & THIEL 2015). So zeigten THIEL et al. (1995), dass geringe Stintbiomassen mit geringen Sauerstoffgehalten korrelierten. MÖLLER & SCHOLZ (1991) wiesen darauf hin, dass ausgeprägte Sauerstoffdefizite zu einem kompletten Ausfall der Rekrutierung führen können. Anders als Adulte oder ältere Juvenile können Eier und Stintlarven Bereichen mit O_2 -Mangel nicht ausweichen. Ein Zusammenhang von verbesserten Sauerstoffbedingungen ab Ende der 1980iger Jahre insbesondere in den Laich- und Aufwuchsarealen mit wieder deutlich höheren Stintabundanz ab den 1990iger Jahren wurde von THIEL et al. (2003) angenommen.

Während von MAES et al. (2007) Sauerstoffgehalte von 5 mg/l als Untergrenze zur Vermeidung von Beeinträchtigungen benennen, schlagen TURNPENNY et al. (2006) etwas weniger strenge

Orientierungswerte vor, die allerdings mit „zeitlichen Standards“ assoziiert sind. So wird u.a. ein „1-Wochenstandard“ mit einem Orientierungswert von 4 mg/l definiert, dessen Einhaltung letale und chronische subletale sowie Verhaltensänderungen Effekte vermeiden soll. TURNPENNY et al. (2004) definieren mit Blick auf den Stint einen Schwellenwert von 3,6 mg/l (Juvenile) als Auslöser für Verhaltensreaktionen (Abb. 18). Das Vermeidungsverhalten reduziert einerseits die sauerstoffbedingte Mortalität (soweit Ausweichhabitate vorhanden sind), verkleinert aber andererseits (temporär) auch die für Fische ansonsten nutzbare Fläche des Habitats. TURNPENNY et al. (2006) geben für den Stint einen O₂-Gehalt von 2,6 mg/l bei einer Exposition von 6 h als letale Konzentration (LC 10) an. Die bei höheren O₂-Werten geringen Stintzahlen (Abb. 18) stehen in keinem ursächlichen Zusammenhang.

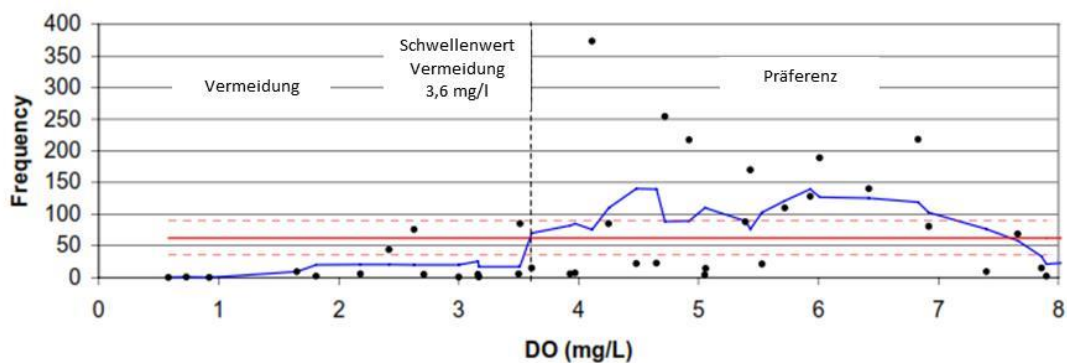


Abb. 18: Aufenthaltshäufigkeit juveniler Stinte entlang eines Sauerstoffgradienten.

Rote Linie: Hypothetische Häufigkeitsverteilung wenn die O₂-Gehalte keinen Einfluss auf das Verhalten ausüben würden. Punkte: tatsächliche Häufigkeitsverteilung, blaue Linie: gleitendes Mittel. Quelle: TURNPENNY et al. (2004). DO = gelöster Sauerstoff.

Ergebnis Sauerstoff

Die Entwicklung der Sauerstoffgehalte im Zeitraum von 2000 – 2017 wird differenziert für folgende saisonale Zeiträume und verschiedene Messstationen betrachtet (Datengrundlagen: Jahresmittelwerte für den jeweiligen saisonalen Zeitraum, Tagesmittelwerte, Einzelmesswerte):

- März & April
- Mai & Juni
- Juli & August
- September & Oktober

Am Beispiel der Wasserkörper Hafen (Messstation Seemannshöft km 628), Wasserkörper West (MS D1 km 643) sowie Wasserkörper T1 (Übergangsgewässer, MS Grauer Ort km 660) der Elbe lässt sich für den Parameter Sauerstoff folgendes zusammenfassen:

- Im Frühjahr (März & April) lagen die mittleren Werte in den Wasserkörpern Hafen (km 628) und West (km 643) um ca. 10 mg/l bzw. 8 mg/l und variierten im Zeitraum 2000 – 2017 zwischen etwa 7 mg/l (OWK West, 2014) und >12 mg/l im Maximum (OWK Hafen

2013). Für diesen saisonalen Zeitraum zeigt sich eine schwache zeitlich gerichtete Entwicklung, mit tendenziell rückläufigen Werten in der jüngeren Vergangenheit (Abb. 19 - Abb. 20, Bilder oben links).

- Im Frühsommer (Mai, Juni) und Sommer (Juli, August) lagen die Sauerstoffwerte im Vergleich zum Frühjahr bereits deutlich niedriger (3 – 8 mg/l bzw. 2 mg/l – 6 mg/l). Anders als im Frühjahr ist aber keine Verringerung über die Zeit erkennbar (Abb. 19 - Abb. 20, Bilder rechts oben, links unten).
- Im Herbst war bei Seemannshöft eine tendenzielle Zunahme der Sauerstoffwerte zu verzeichnen, während die Daten der Messstation D1 keine Änderungen erkennen lassen (Abb. 19 - Abb. 20, Bilder rechts unten)
- Auch weiter stromab im Übergangsgewässer bei km 660 wird auf der Grundlage der Jahresdaten keine gerichtete Veränderung der Sauerstoffsituation im Zeitraum 2000 – 2017 offensichtlich (Abb. 17).

Abb. 19 - Abb. 20 veranschaulichen die Ergebnisse am Beispiel der Messwerte der Stationen Seemannshöft (km 609), D1 (km 643) und Grauer Ort (km 660) im Zeitraum 2000 - 2017, differenziert für verschiedene saisonale Zeiträume auf der Grundlage der Tagesmittelwerte (bei D1 sind sohnlahe Daten ausgewertet worden).

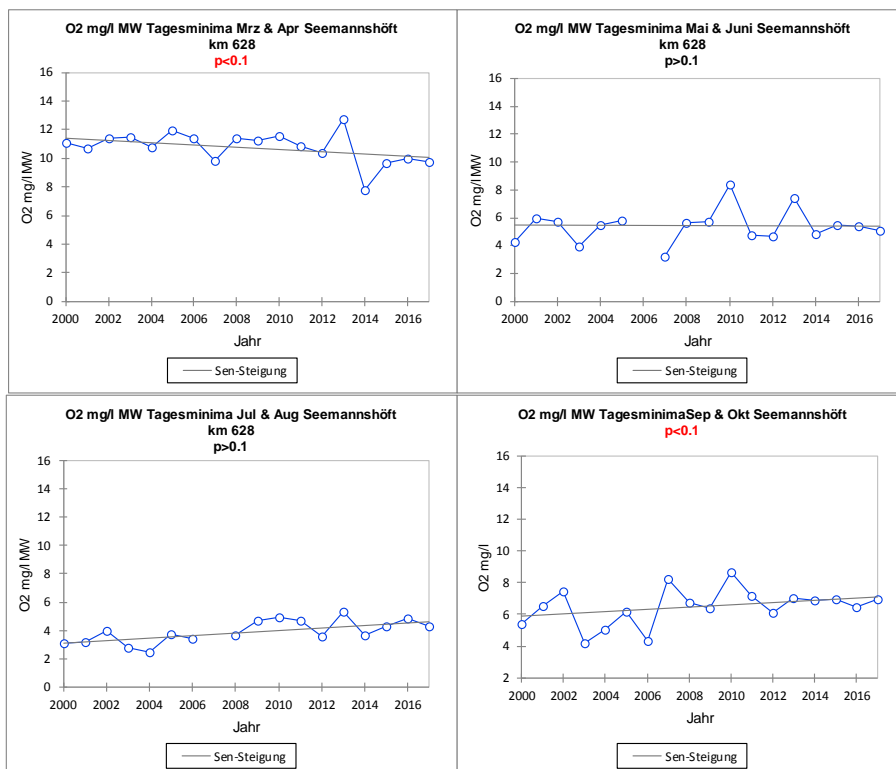


Abb. 19: Entwicklung der Sauerstoffgehalte in den Jahren 2000 – 2017 im Hamburger Tideelbereich differenziert für verschiedene saisonale Zeiträume. Daten: Messstation Seemannshöft Tagesminima (Gesamtprobe, kontinuierliche Messungen).

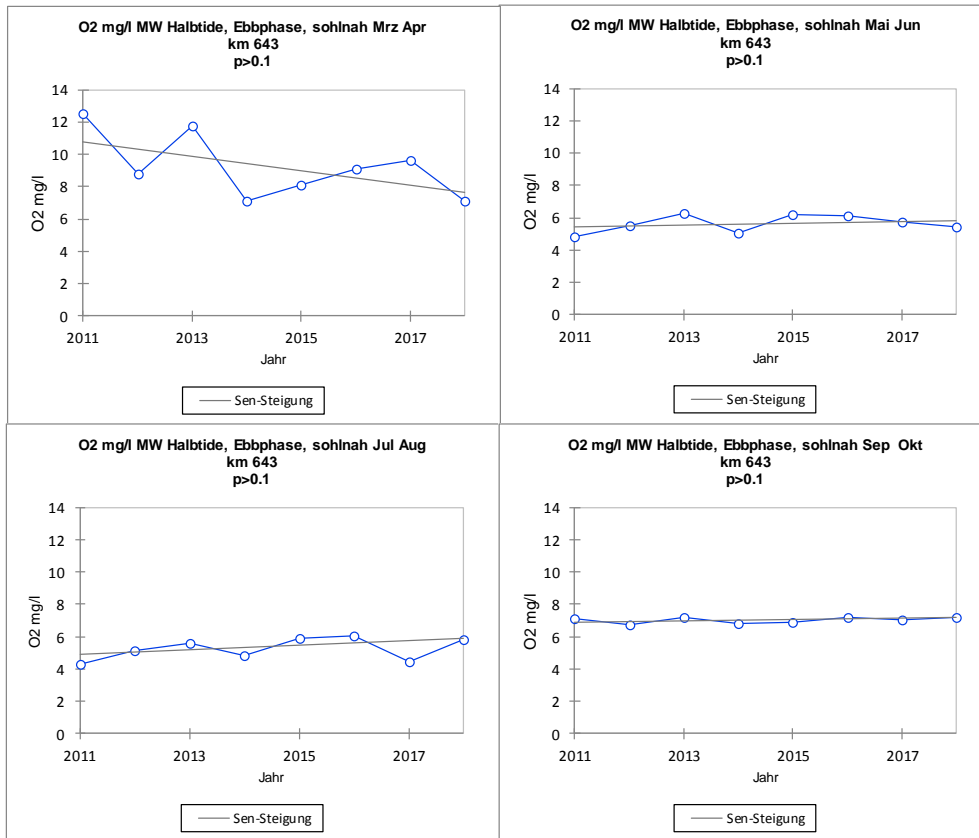


Abb. 20: Entwicklung der Sauerstoffgehalte in den Jahren 2011 – 2018 im Hamburger Tideelbereich differenziert für verschiedene saisonale Zeiträume. Daten: Messstation D1 km 643 MW Halbtide Ebbphase, (sohnah, kontinuierliche Messungen).

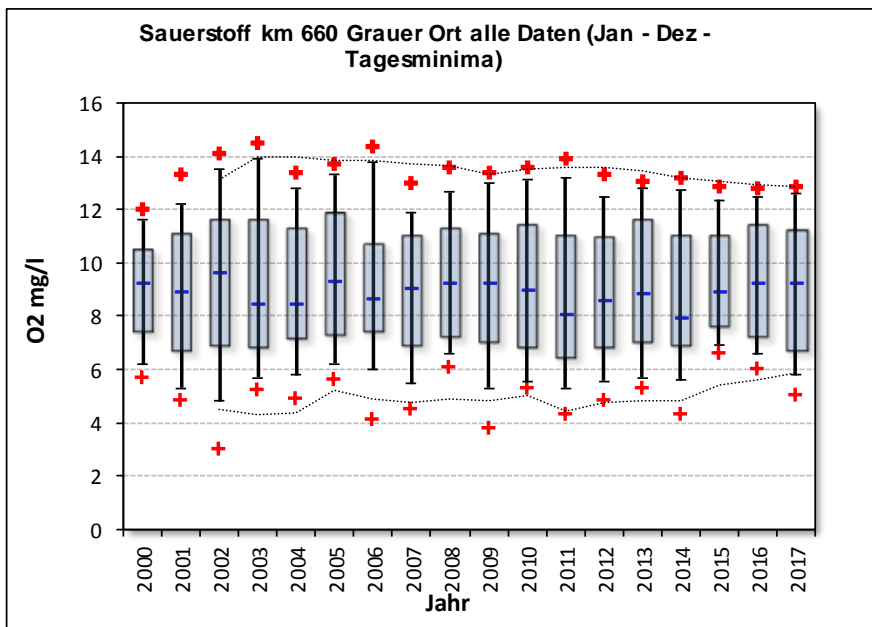


Abb. 21: Sauerstoffgehalte im Übergangsgewässer der Tideelbe im Zeitraum 2000 – 2017. Daten: Messstation Grauer Ort km 660, Tagesminima (kontinuierliche Messungen). Box & Whisker Plot: Die kurze Linie innerhalb des Rechtecks stellt den Median dar. Die Ränder oben und unten entsprechen den 25. bzw. 75. Perzentilen. Die Whiskers markieren die 5. und 95. Perzentilen. Minimal- und Maximalwerte mit einem '+' gekennzeichnet

Bezug zum Stint

Die besondere Bedeutung des Faktors Sauerstoff für den Stint wurde bereits oben dargestellt. Die Auswertungen der Elbedaten verdeutlichen, dass dieser Parameter im Betrachtungszeitraum interannuell variabel und mit zwei Ausnahmen keiner zeitlich gerichteten Veränderung unterworfen war. Die Daten zeigen aber auch, dass in den letzten 20 Jahren im Sommer wiederkehrend ungünstige Sauerstoffbedingungen unter 3 – 4 mg/l beobachtet wurden (Detail-Darstellungen zum Sauerstoff sind den Abb. 49 - Abb. 53 im Anhang zu entnehmen), zurückliegende bzw. wiederkehrende Beeinträchtigungen des Stints sind daher nicht auszuschließen.

Ein Zusammenhang mit der aktuell rückläufigen Entwicklung des Stintbestands ist aus folgenden Gründen allerdings nicht naheliegend.

- Die Analyse der Sauerstoffmesswerte ergibt ganz überwiegend keinen Hinweis auf eine in der jüngeren Vergangenheit systematisch zunehmend rückläufige Sauerstoffentwicklung bzw. zunehmend pessimale Rahmenbedingungen.
- Der für das saisonale Fenster März/April dokumentierte tendenzielle Rückgang der Sauerstoffwerte (Abb. 19, Bild oben links) bewegt sich in einem Bereich (deutlich >8 mg/l) bei dem nicht davon auszugehen ist, dass dadurch Stinte (alle Altersgruppen) nachteilig betroffen wurden (vgl. Orientierungswerte weiter oben).
- Hinweis auf mögliche kumulierende Effekte mit anderen sich verändernden Faktoren (s. Kap. 6).

6.1.5 Trübung

Spezifische Untersuchungen zu den Wirkungen hoher Schwebstoffkonzentrationen auf anadrome Wanderarten, respektive des Europäischen Stints stehen nur begrenzt zur Verfügung. Allerdings beschreibt bereits BONNE (1900) die Verschlammung von Laichgründen als einen Faktor, der sich u.a. vornehmlich auf den Stintbestand negativ auswirkte.

Auch eine Studie zur Ems zum Status des dortigen stark reduzierten Stintbestands ergab Hinweise auf die negative Bedeutung sehr hoher Schwebstoffgehalte (im Bereich potenzieller Laichplätze). Es wurde als plausibel angesehen, dass in der Tideems u.a. durch die hohen Schwebstoffgehalte kaum noch geeignete Laichplätze und Aufwuchsbereiche zur Verfügung stehen. So gelang im Untersuchungszeitraum des Jahres 2007 (Abb. 22) kein Nachweis von Stinteiern und Larven (BIOCONSULT 2007). Diese Befunde fielen zusammen mit extremen Schwebstoffgehalten und allerdings gleichzeitig auch extremen Sauerstoffdefiziten. Im Vergleich zur Elbe waren/sind die Bedingungen in der Ems wesentlich ungünstiger, so lagen die Schwebstoffgehalte (Abb. 22) im Vergleich zu den hier in der Elbe festgestellten Maximalwerten (OWK West April & Mai, grundnah, Tab. 3) saisonal unterschiedlich sehr grob geschätzt zwischen Faktor 4 – 10 höher.

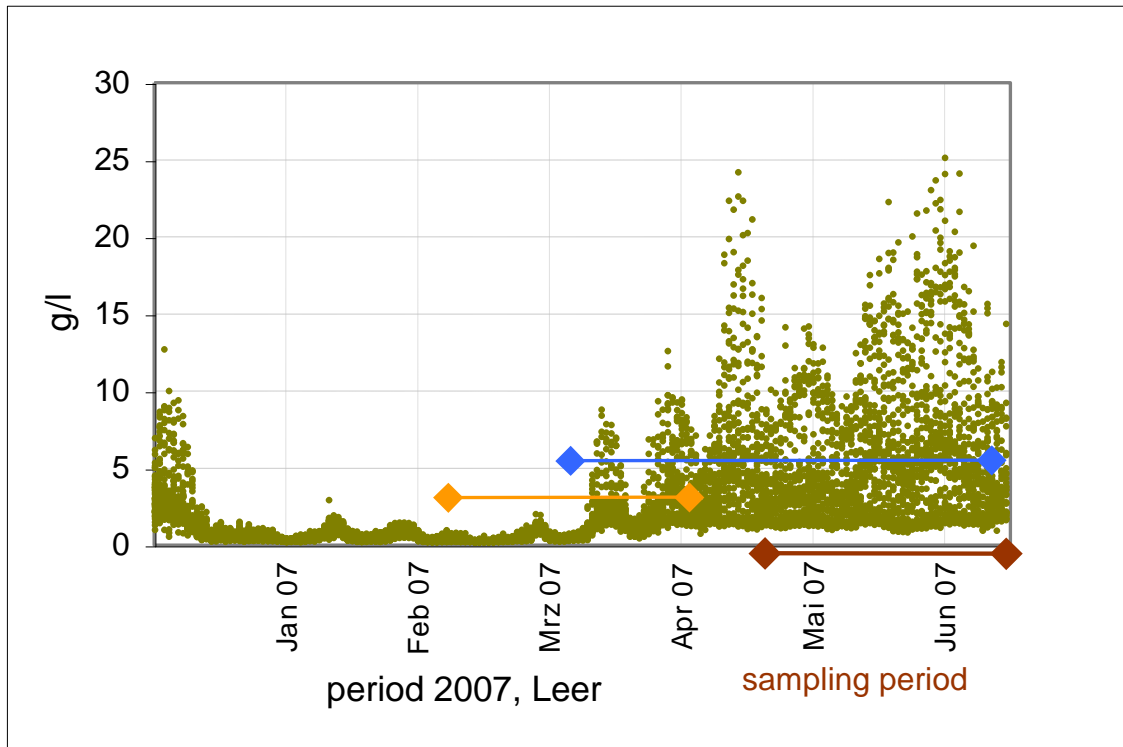


Abb. 22: Schwebstoffgehalte (g/l) bei Leer (Unterems km 14.7, unterer Süßwasserabschnitt). Daten: NLWKN Aurich, 30min Mittelwerte. Rote Linie Untersuchungszeitraum 2007. Orange and blau: Einwanderung adulter Stinte (Einwanderung orange) und potenzieller Zeitraum der Präsenz von Stinteiern und Stintlarven (blau), sampling period = Zeitraum der Fischlarvenuntersuchung im Jahr 2007 (Quelle: BIOCONSULT 2007).

FUDA et al. 2007 vermuten auch für den Regenbogenstint (*O. mordax*) eine reduzierte Überlebensrate früher Entwicklungsstadien des Stints (Eier, Larven) durch stark erhöhte Schwebstoffkonzentrationen.

Aus den Angaben verschiedener Autoren (SCHEFFEL 1989, COSTA et al. 2002, COSTELLO et al. 2002, MAITLAND 2003) können folgende Hinweise auf Beeinträchtigungen durch hohe Schwebstoffkonzentrationen v.a. während der Embryonalphase und der Larvalphase in den (potenziellen) Laich- und Aufwuchsarealen des Stints abgeleitet werden. Dabei sind unmittelbare Beeinträchtigungen anzunehmen, wie z.B.:

- reduzierte Reproduktionstätigkeit durch ein mögliches Vermeidungsverhalten adulter Stinte
- Beeinträchtigung der Reproduktion durch ungünstige strukturelle Bedingungen der Laichplätze (Verschlickung)
- geringe Rekrutierung durch Beeinträchtigung der Embryonalentwicklung (erhöhte Mortalitätsrate durch eine höhere Wahrscheinlichkeit einer Verpilzung)
- geringe Rekrutierungsraten durch erhöhte Mortalität Verkleben der Kiemen bei Adulten, Juvenilen bzw. Larven

- Beeinträchtigung der Nahrungssuche bzw. -aufnahme. HASENBEIN et al. (2013) geben diesbezüglich für den Delta Stint folgende Hinweise: bei 12 NTU höchster Fraßerfolg, bis 120 NTU stabiler Fraßerfolg, ab 250 NTU verringerter Fraßerfolg (Hinweis zur groben Umrechnung NTU vs. Schwebstoff mg/l s. weiter unten). Die Abbildung veranschaulicht die sehr hohe Variabilität der aufgenommenen Nahrungsmenge, dennoch ermittelten die Autoren eine abnehmende Nahrungsmenge bei zunehmender Trübung. Ob o.g. Werte auch auf den Europäischen Stint übertragbar sind und eine ähnliche Beziehung besteht, ist im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht zu klären (Abb. 23).

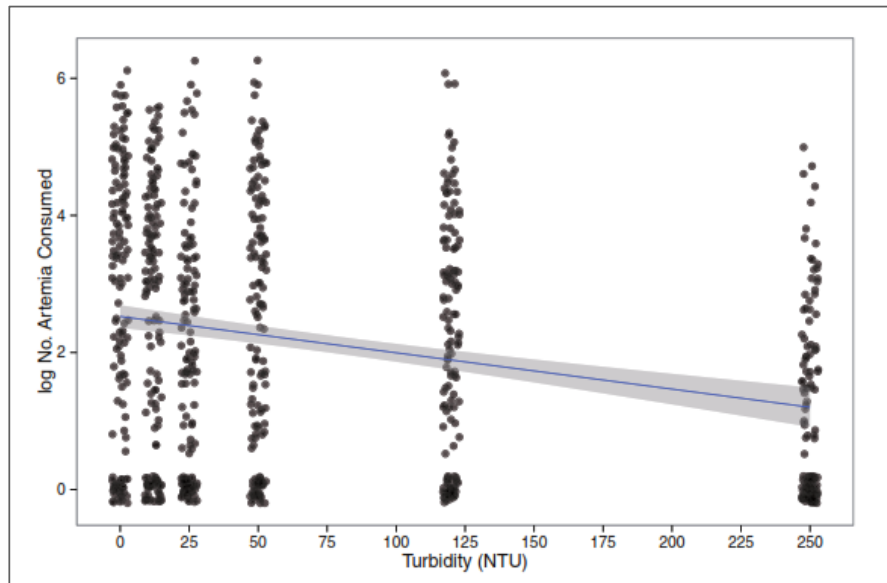


Abb. 23: Zusammenhang zwischen Trübung (NTU) und Anzahl der von *Hypomesus transpacificus* (Delta Stint) konsumierten Crustacea. Quelle: HASENBEIN et al. 2013.

- erhöhte Mortalität durch eine u.U. reduzierte Nahrungsgrundlage für Larvalstadien (ungünstige Rahmenbedingungen für die Entwicklung von Zooplankton).

Ergebnisse Trübung

Abb. 24 zeigt zunächst eine grobe Übersicht zur Trübung (Bild links) bzw. den aus der Trübung abgeleiteten Schwebstoffkonzentrationen (Bild rechts) im Längsverlauf der Elbe von km 609 bis km 660. Die Darstellung basiert auf den Mittelwerten des Zeitraums 2014 – 2018 und dem Frühjahrsaspekt (April bis Juni), die interannuelle Variabilität ist auf dieser Betrachtungsebene nicht dargestellt. Es wird deutlich, dass die Trübung insbesondere oberhalb von Hamburg (km 609) im Vergleich gering ist. Ab km 628 nimmt die Trübung zu, um im Bereich von km 643 – 650 ein Maximum zu erreichen. Betrachtet man die vertikal differenzierten Daten der Messstationen D1 (km 643) und D2 (km 651) wird ersichtlich, dass die Trübung bodennah mit >500 NTU (grob umgerechnet ca. >1000 mg/l) deutlich höher ist als oberflächennah (<200 NTU = <500 mg/l). Weitere Hinweise zu tidebedingten und vertikalen Unterschieden sind Abb. 54 (Anhang) zu entnehmen.

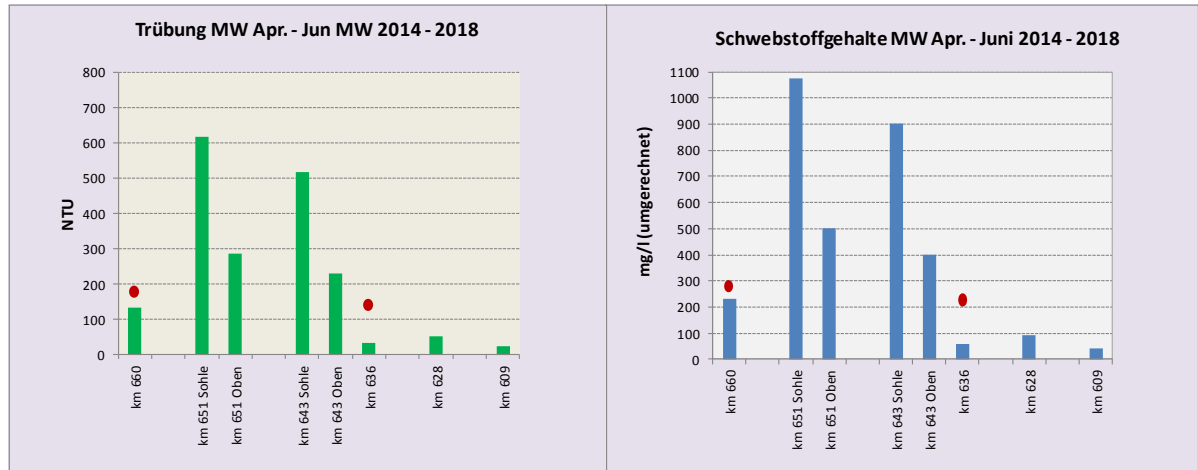


Abb. 24: Trübungsdaten NTU-links und daraus überschlägig ermittelte Schwebstoffgehalte mg/l rechts) in der Tideelbe stromauf von Hamburg. Verschiedene Messstationen (Bunthaus km 609, Seemannshöft km 628, Blankenese km 639, D1 km 643 & D2 km 651 - oberflächennah/oben & bodennah/Sohle, Grauer Ort km 660). Daten Mittelwerte der Zeitraums 2014 - 2018 der Monate April – Juni. Rote Punkte: einzelne Maximalwerte.

Abb. 25 zeigt die Trübungsdaten im Zeitraum 2000 – 2017 der Messstation Bunthaus (km 609, OWK Ost). Es wird deutlich, dass die Trübungsverhältnisse interannuell variieren, aber zum einen keiner gerichteten Entwicklung folgen und zum anderen auf einem niedrigen Niveau (50 % der Messwerte zwischen etwa 10 NTU – 30 NTU (ca. 15 – 50 mg/l) liegen.

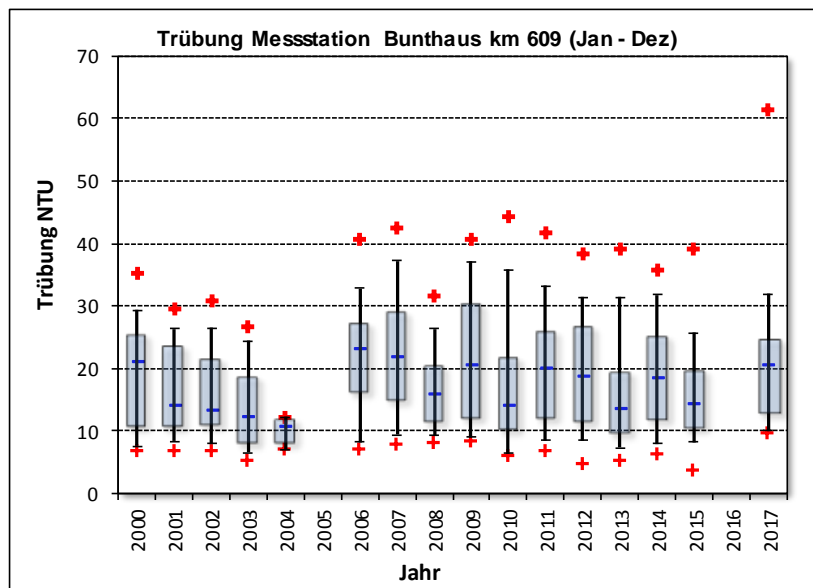


Abb. 25: Trübungswerte (NTU) in der Tideelbe stromauf von Hamburg im Zeitraum von 2000 – 2017 (keine saisonale Differenzierung). Daten: Messstation Bunthaus km 609, Tagesmittelwerte (kontinuierliche Messungen). Box & Whisker Plot: Die kurze Linie innerhalb des Rechtecks stellt den Median dar. Die Ränder oben und unten entsprechen den 25. bzw. 75. Perzentilen. Die Whiskers markieren die 5. und 95. Perzentilen. Minimal- und Maximalwerte mit einem '+' gekennzeichnet.

Für die übrigen Messstationen lassen sich folgende Ergebnisse zusammenfassen:

- Im Bereich von Seemannshöft (km 628, OWK Hafen) ist ein Anstieg der Trübung in den letzten Jahren erkennbar, dies betrifft sowohl das Frühjahr als auch die sommerlichen Wer-

te. Die Mittelwerte auf der Grundlage der April/Mai-Messungen zeigten eine signifikante Zunahme. Insgesamt waren Trübungswerte (10 – 70 NTU) allerdings noch auf einem moderaten Niveau (Abb. 26). Hier ist darauf hinzuweisen, dass abhängig von der Tidephase (Ebb- und Flut) und Faktoren wie Nipp- oder Springtide, kurzzeitige Trübungswerte auch höher liegen.

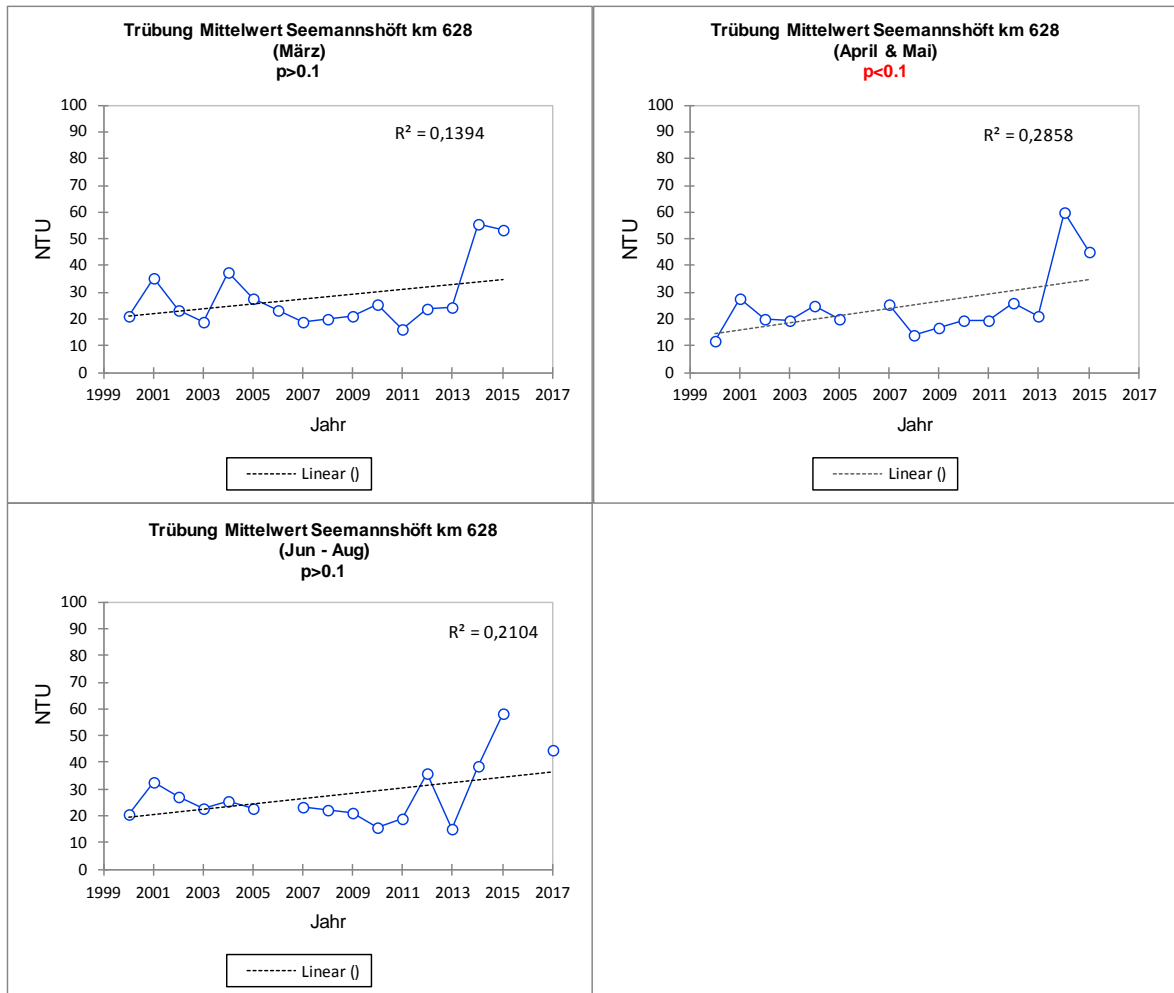


Abb. 26: Zeitliche Entwicklung der Trübung im hamburgischen Abschnitt der Tideelbe im Zeitraum 2000 -2017, saisonal differenziert. Daten: Messstation Seemannshöft km 628, Tagesmittel (Gesamtprobe, kontinuierliche Messungen).

- Im Bereich von km 643 (D1, OWK West) ist analog zu Seemannshöft (km 628) eine deutliche Erhöhung der Trübung in den letzten Jahren (saisonübergreifend) zu beobachten (Abb. 27, Darstellung beruht auf den gemessenen Maximalwerten während der Flutphase). Die in den letzten Jahren (etwa ab 2012 und besonders ab dem Jahr 2014) verzeichneten Werte (um 700 - 800 NTU) liegen etwa um den Faktor 2,5 – 4 höher als im Zeitraum von 2000 – 2010 (überwiegend um <200 - 300 NTU). Die Zunahme ist für alle differenzierten saisonalen Zeiträume signifikant. Im Vergleich zu den Ergebnissen von Bunthaus (km 609) und Seemannshöft (km 628) war das Niveau der Trübung bei km 643 allerdings wesentlich höher (Abb. 26, Abb. 27). Weitere Detailergebnisse (Einzelwerte, vertikale Differenzierung zur Trübung) sind dem Anhang zu entnehmen (Abb. 56, Abb. 57).



Abb. 27: Zeitliche Entwicklung der Trübung im Tideelbeabschnitt unterhalb Hamburgs im Zeitraum 2000 - 2018, saisonal differenziert. Daten: Messstation D1 km 643, Tagesmaxima (Halbtide, kontinuierliche Messungen).

- Auch im Übergangsgewässer (Grauer Ort, km 660) ist ab etwa dem Jahr 2014 ein Anstieg der Trübung um ca. das Doppelte ermittelt worden. Die Tagesmaxima erreichten bei ausgeprägter Variabilität bis zu 800 NTU, bezogen auf die Tagesmittelwerte wurden um etwa 250 NTU erreicht. Abb. 57 veranschaulicht die Ergebnisse differenziert nach Tagesmaxima und Tagesmittelwerten (s. Anhang).

Tab. 3 zeigt eine zusammenfassende Übersicht über die Trübungswerte an den berücksichtigten Messstationen. Die Ergebnisse (Trübung) sind differenziert für Fünfjahreszeiträume zum Teil als Tagesmittel, z.T. auf der Grundlage von mittleren Tagesmaxima dargestellt. Ergänzend sind auch Einzelmesswerte (Maxima) aufgeführt.

Tab. 3: Mittlere Trübungswerte (NTU) im Tideelbeabschnitt von km 609 – km 660 für verschiedene Mehrjahreszeiträume

April & Mai / MW NTU		km	2000-2005	2006-2010	2011-2015	2016-2018	Einzelwert übergreifendes Max	Tendenz	Daten
Bunthaus	609	15,5	21,4	19,5	keine Daten	40,6 (Jahr 2006)	→	Tagesmittel, gesamte Probe	
Seemannshöft	628	20,4	18,5	34,6	keine Daten	92 (Jahr 2014)	→	Tagesmittel, gesamte Probe	
D1 - Sohle	643	77,2	103,6	400,8	659,6	1.306 (Jahr 2018)	↑	Tagesmaxima (Halbtide), Flut	
D1 - oberflächennah	643	keine Daten	44	167,1	312	523 (Jahr 2016)	↑	Tagesmaxima (Halbtide), Flut	
Grauer Ort	660	25,6	33,6	71,9	147	252 (Jahr 2016)	↑	Tagesmittel, gesamte Probe	
Grauer Ort	660	42,8	63,7	126,3	321,3	718 (Jahr 2016)	↑	Tagesmaxima, gesamte Probe	

Juni - Aug. / MW NTU		km	2000-2005	2006-2010	2011-2015	2016-2018	Einzelwert übergreifendes Max	Tendenz	Daten
Bunthaus	609	23,6	27,1	25,5	24,6	61,5 (Jahr 2017)	→	Tagesmittel, gesamte Probe	
Seemannshöft	628	25,2	19,9	33,5	44,7	84,9 (Jahr 2015)	→	Tagesmittel, gesamte Probe	
D1 - Sohle	643	126,1	128,6	408,7	606,1	1.408 (Jahr 2016)	↑	Tagesmaxima (Halbtide), Flut	
D1 - oberflächennah	643	64,6	50,2	161,9	277,7	601 (Jahr 2017)	↑	Tagesmaxima (Halbtide), Flut	
Grauer Ort	660	38,9	36,1	67,5	100,5	270 (Jahr 2015)	↑	Tagesmittel, gesamte Probe	
Grauer Ort	660	81,1	74,3	143,9	226,7	864 (Jahr 2017)	↑	Tagesmaxima, gesamte Probe	

Bezug zum Stint

Die Bedeutung des Faktors Trübung für den Stint wurde bereits oben dargestellt. Die Auswertungen verdeutlichen, dass dieser Parameter im Betrachtungszeitraum interannuell und räumlich variabel ist. Mit Ausnahme der Daten von Messstation Bunthaus (km 609) erfolgte insgesamt aber ein unterschiedlich deutlich ausgeprägter Anstieg der Trübung im Zeitraum ab etwa 2011.

Folgendes kann mit Blick auf den Stint zusammengefasst werden:

- Während bei Bunthaus (km 609) keine veränderten Trübungsverhältnisse über die Zeit zu konstatieren sind und der Anstieg der mittleren Trübung (Tagesmittel) weiter stromab bei Seemannshöft (km 628) wohl noch auf einem eher moderaten Niveau erfolgte, ist v.a. der deutliche Trübungsanstieg etwas weiter stromab zu beachten. Dieser fällt räumlich und saisonal mit dem Auftreten von Stintlarven zusammen. Denkbar, aber nicht belastbar zu belegen, wäre in diesem Zusammenhang z.B. ein Einfluss auf die Nahrungsaufnahme (Trübung liegt >125 - >250 NTU, s.o. Hinweis zum Delta Stint) und damit ein geringeres Wachstum, eine Beeinträchtigung der Vitalität (und eine insgesamt eine höhere aber nicht zu quantifizierende Mortalitätsrate).
- Inwieweit z.B. auch die Eiablage und eine erfolgreiche Entwicklung (Überdeckung mit Sediment, höhere Verpilzungsgefahr) in einem potenziellen Laichareal stromab von Hamburg durch hohe Schwebstoffgehalte betroffen ist, kann im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht beurteilt werden.
- Unklar ist auch, wo und in welchem Umfang Stinte in den Hafengebieten laichen, zudem ist offen in wieweit der Schlupferfolg durch die dortige Verschlickung bzw. Sedimentation beeinträchtigt wird.

6.1.6 Schadstoffe

Der Anstieg der Belastungen mit organischen und anorganischen Schadstoffen sowie Schwermetallen in der Elbe begann mit der Industrialisierung und verschärfte sich ab den 1950er Jahren deutlich. Ab Mitte der 1980er Jahre gingen die Schadstoffbelastungen und -frachten infolge des Industrierückbaus, Verbesserungen in der Abwasserreinigung sowie Produktionsumstellungen im Elbeinzugsgebiet stark zurück (NETZBAND 2007). Haupteintragsgebiete sind und waren noch immer die Industriestandorte in Tschechien (v.a. PCBs, PAKs, HCB) sowie die Bergbauregionen an der Mittel- und Oberelbe (v. a. Schwermetalle, Arsen, Dioxine). Das Hamburger Hafenrevier ist wiederum die Hauptquelle für das inzwischen verbotene Biozid Tributylzinn (TBT). Jedes Teileinzugsgebiet der Elbe weist so ein charakteristisches Schadstoffinventar auf. Die sog. „ubiquitären“ Stoffe gelangen dagegen aus diffusen Quellen in die Gewässer und können keiner Punktquelle oder Region zugeordnet werden (FGG ELBE 2014).

Anfang der 1980er Jahre sind in der Tideelbe v.a. vor dem Hintergrund der Diskussionen um erhöhte Krankheitsraten von Elbfischen (v.a. Aal, Butt und Stint) umfangreiche Untersuchungen zur Fischfauna durchgeführt worden (u.a. MÖLLER 1988). Die Pathologie beschränkte sich dabei im Wesentlichen auf Krankheiten mit äußerlich sichtbaren Symptomen. Vier Krankheiten (Skelettdeformation, versch. Geschwüre, Flossenfäule) traten mit höheren Raten von >5 % auf. Zu den Arten, die am häufigsten Symptome erkennen ließen gehörte auch der Stint. Ein möglicher Zusammenhang mit der Schadstoffbelastung wurde, auch in der Öffentlichkeit, kontrovers diskutiert. MÖLLER (1988) wies darauf hin, dass langfristige Datenreihen zur Häufigkeitsentwicklung der Krankheiten nicht zur Verfügung standen. Ebenso war kaum zu quantifizieren, in wie weit die Mortalitätsrate krankheitsbedingt beeinflusst wurde. So beschreibt MÖLLER (1988), dass z.B. die „Laichpapillomatose“ (Tumor der Haut), die beim Elbstint kurz vor und nach der Laichzeit in z.T. höherer Befallsrate auftrat, zu keiner erkennbaren Beeinträchtigung der Tiere führte. Betroffene Stinte wiesen einen nur wenig niedrigeren Konditionsfaktor als gesunde Tiere auf.

Aktuelle Belastungssituation in der inneren Tideelbe

Trotz der deutlichen Verbesserung der Schadstoffsituation in der Elbe konnten bis heute nicht alle primären Eintragsquellen (z. B. Altlastflächen) geschlossen werden. Außerdem akkumulieren viele Schwermetalle und Schadstoffe in den Flusssedimenten und können von dort aus jederzeit remobilisieren, z. B. bei Hochwässern oder Baggerarbeiten. So stellen eine Reihe persistenter, bio- und geoakkumulierbarer Schadstoffe wie z. B. Polychlorierte Biphenyle (PCBs) und Arsen auch Jahrzehnte nach ihrem Einleitstopp bzw. Verbot noch ein erhebliches Belastungsproblem in der gesamten Elbe dar. Im Raum Hamburg sind die Belastungen infolge der Verdünnung und der Abbauraten mancher Schadstoffe zwar meist geringer als in der Ober- und Mittel-Elbe; dafür führen die hydromorphologischen Verhältnisse zu hohen Verweilzeiten und Sedimentationsraten, was wiederum die Akkumulation von Schadstoffen im Sediment und in der Wasserphase begünstigt (FGG ELBE 2014, IKSE 2019).

Im Rahmen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) werden unter „Schadstoffen“ derzeit 46 prioritäre Stoffe für die Bewertung des Chemischen Zustands und 67 flussgebietspezifische Schadstoffe für den ökologischen Zustand verstanden. Zahlreiche dieser Stoffe überschreiten in der Hamburger Elbe aktuell die Umweltqualitätsnormen der WRRL, darunter Polybromierte Diphenylether (PBDEs), Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAKs) und Hexachlorbenzen

(HCB) (Wasserkörper „Elbe West“ und „Elbe Hafen“, vgl. WasserBlick¹). Ferner stellt Hamburg auch trotz des abnehmenden Trends weiterhin einen Belastungsschwerpunkt mit TBT dar (IKSE 2019). Neben anderen Schadstoffen beeinträchtigen die hohen TBT-Konzentrationen die Fischfauna und andere aquatische Organismen laut WETZEL et al. (2013) potenziell am stärksten.

Die Überschreitung der Umweltqualitätsnorm für Quecksilber in Fischen ist dagegen kein Hamburger Problem, sondern ein flächenhaftes, welches in fast allen Wasserkörpern zu einem „schlechten“ chemischen Zustand führt. Das ubiquitäre Quecksilber gelangt vorrangig über die atmosphärische Deposition in die Gewässer und reichert sich dort u. a. in Fischen an (BSU 2015).

Da es sich bei den Schadstoffbelastungen in der gesamten Elbe überwiegend um historisch bedingte Einträge oder ubiquitäre Stoffe handelt, schätzt die FGG ELBE (2019) das Erreichen des „guten chemischen Zustands“ auf absehbare Zeit für fast alle Elbe-Wasserkörper als unmöglich ein.

Neben den o. g. Stoffen rücken zunehmend auch Arzneistoffe, Antibiotika und Hormone in den Fokus der Gewässertoxikologie (u.a. UBA 2018), die v.a. über kommunale Kläranlagen in die Gewässer gelangen.

Bezug zum Stint

Obwohl bei einer Reihe von Schadstoffen über die vergangenen 20 Jahre die Konzentrationen z.T. deutlich abgenommen haben, überschreiten die Konzentrationen bei einer Reihe von Stoffen weiterhin die aktuellen Umweltqualitätsnormen, so dass ökotoxikologische Auswirkungen nicht mit Sicherheit auszuschließen sind. Dass die aktuellen Konzentrationen der „klassischen“ Schadstoffe ein zentraler Auslöser für die geringeren Abundanzen des Stints sind, erscheint jedoch wenig wahrscheinlich; ein möglicher Beitrag ist jedoch auch nicht auszuschließen.

Neben den o. g. Stoffen rücken zunehmend auch Arzneistoffe, Antibiotika und Hormone in den Fokus der Gewässertoxikologie. Diese Stoffe gelangen aktuell ohne rechtliche Einschränkungen und vorrangig über kommunale Kläranlagen in die Gewässer und können sich auf die Physiologie und das Verhalten von Fischen auswirken (vgl. BRODIN et al. 2014). In der Elbe wurden zwischen 2012-2014 beispielsweise erhöhte Werte des Arzneistoffs Diclofenac sowie des Östrogens 17a-Ethinylestradiol festgestellt (FGG ELBE 2017). Das in der Antibabypille verwendete Ethinylestradiol steht unter Verdacht, in das Hormonsystem von Fischen einzugreifen und deren Fruchtbarkeit zu stören (SCHWAIGER & FERLING 2014). Auch für Diclofenac mehrten sich die Hinweise, dass erhöhte Konzentrationen des Stoffs u. a. zu Veränderungen im Bereich von Niere, Haut und Kiemen von Fischen führen können (BIRZLE et al. 2014).

Es besteht hier (nicht nur für die Elbe) Forschungsbedarf; ein Beitrag zu den Bestandsveränderungen ist auf der vorhandenen Wissensbasis nicht sicher auszuschließen.

¹ Onlinekartendienst der BfG und der Länderverwaltungen unter:
<https://geoportal.bafg.de/mapapps/resources/apps/WKSB/index.html?lang=de&tabs=on>

6.1.7 Strukturelle Veränderungen (Mühlenberger Loch)

Wie bereits in Kap. 5 dargestellt, unterlag die Tideelbe anthropogen bedingt sehr starken strukturellen Veränderungen. Nebenelben und v.a. ausgedehnte Flachwassergebiete sind wg. der zahlreichen anthropogenen Nutzungen stark reduziert (KAUSCH 1996).

Das Mühlenberger Loch ist noch heute ein bedeutsames Süßwasserwatt und Flachwassergebiet zwischen Hamburg und der Elbmündung, wengleich auch die ursprünglich sehr vielfältige Struktur (Abb. 28) stark verändert wurde.



Abb. 28: Historische Bedingungen in der Tideelbe im Bereich des heutigen Mühlenberger Lochs.

Das Gebiet ist u.a. als "Kinderstube" für Fische von Bedeutung. Anfang der 2000er Jahre stellte das Mühlenberger Loch ein wichtiges Aufwuchsgebiet für den Stint im Unterelberegion dar (THIEL & PEZENBURG 2001). Auch in der Folgezeit wurde das Mühlenberger Loch als wichtiges Aufwuchsgebiet für Fischlarven eingeordnet (OESMANN & PEZENBURG 2007). Im Mühlenberger Loch finden vor allem junge Stinte ein bedeutsames Nahrungsareal sowie auch ein Rückzugsareal mit Blick auf widerkehrende Sauerstoffmangelsituationen im Hauptstrom vor. So fiel die Sauerstoffkonzentration im Zeitraum 2000 – 2018 zeitweilig unter 4 mg/l (s.o.), sodass die Lebensbedingungen in der Stromelbe auch für robustere Fische kritisch waren. In den Flachwasserzonen des Mühlenberger Lochs und in der Hahnöfer Nebenelbe waren die Sauerstoffverhältnisse dagegen günstiger als im Hauptstrom (KiFL 2010). Nach KRIEG (2010) hat die außerordentliche Funktion der Flachwasserbereiche insbesondere des Mühlenberger Lochs (THIEL et al. 1995, THIEL & PEZENBURG 2001) als Aufwuchsgebiet für Fische der Altersgruppe 0+ nach der teilweisen Verfüllung (s.u.) an Bedeutung verloren, der Autor vermutet eine Auswirkung auf die Larvenproduktion in der Unterelbe.

Ergebnis Strukturelle Veränderungen

Das Mühlenberger Loch unterlag im Zeitraum 2000 – 2016 wesentlichen Veränderungen. Diese sollen hier als Parameter „Veränderung der Flachwasserbereiche“ veranschaulicht werden. Flachwasserzonen werden hier als Tiefenbereich bis „Mittleres Tideniedrigwasser bis Mittleres Tideniedrigwasser – 2m“ definiert.

Abb. 29 veranschaulicht die morphologische Veränderung des Mühlenberger Lochs im Zeitraum 2000 – 2016. Bezugsraum ist die rot eingerahmte Fläche. Folgendes lässt sich zusammenfassen:

- Im Jahr 2000 betrug das Volumen der Flachwasserzonen ca. 210.000 m³
- Im Zeitraum von 2006 hatte sich das Volumen auf etwa 172.000 m³, im Jahr 2010 auf 140.000 m³ reduziert (Teilverfüllung Airbusgelände und Sedimentationsprozesse).
- Die aktuellste Aufnahme zeigt, dass bis 2016 eine weitere Verringerung der Flachzonen auf noch 113.000 m³ (Sedimentationsprozesse) erfolgte.

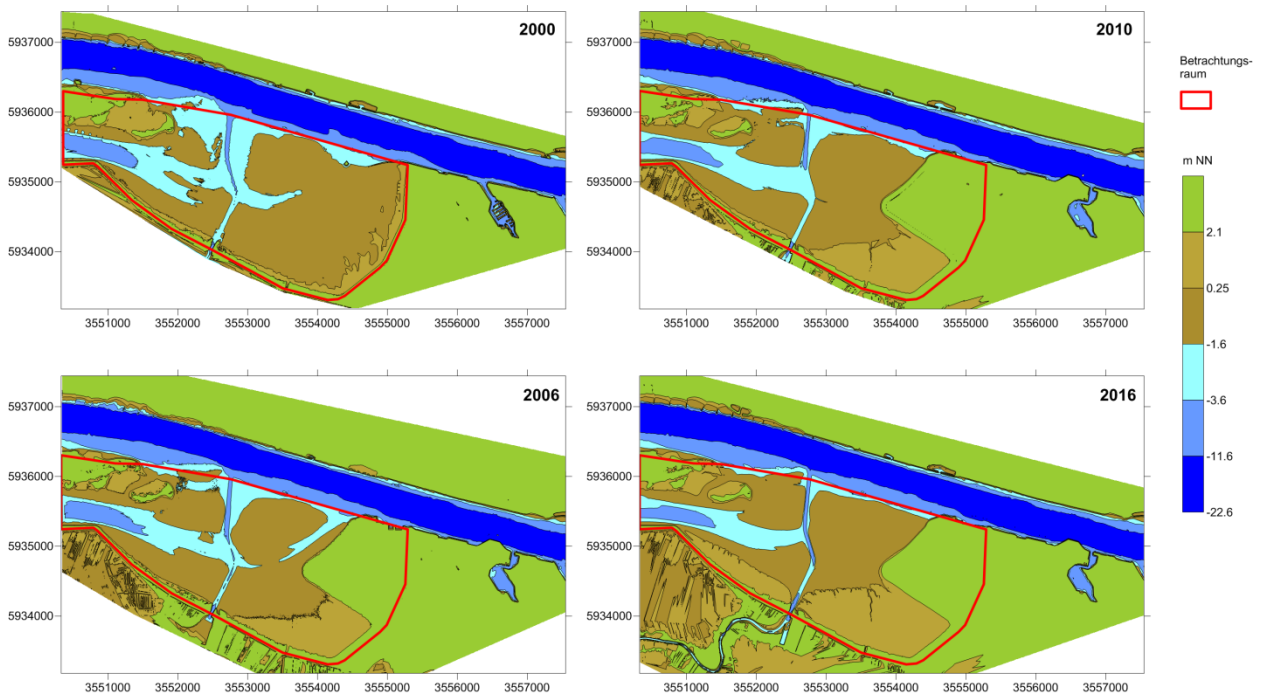


Abb. 29: Morphologische Veränderungen des Mühlenberger Lochs im Zeitraum 2000 – 2016. Hellblaue Schraffur Flachwasserbereiche (MTNW bis MTNW – 2m). Daten: WSA HH, HPA; Darstellung und Auswertung BioConsult

Die Volumenabnahme des Mühlenberger Lochs ist differenziert für verschiedene Bezugsgrößen in Abb. 30 numerisch dargestellt. Die Abnahme der Flachwasserbereiche beträgt im Vergleich zur zeitlichen Referenz (Jahr 2000) bis 2016 etwa 37 %.

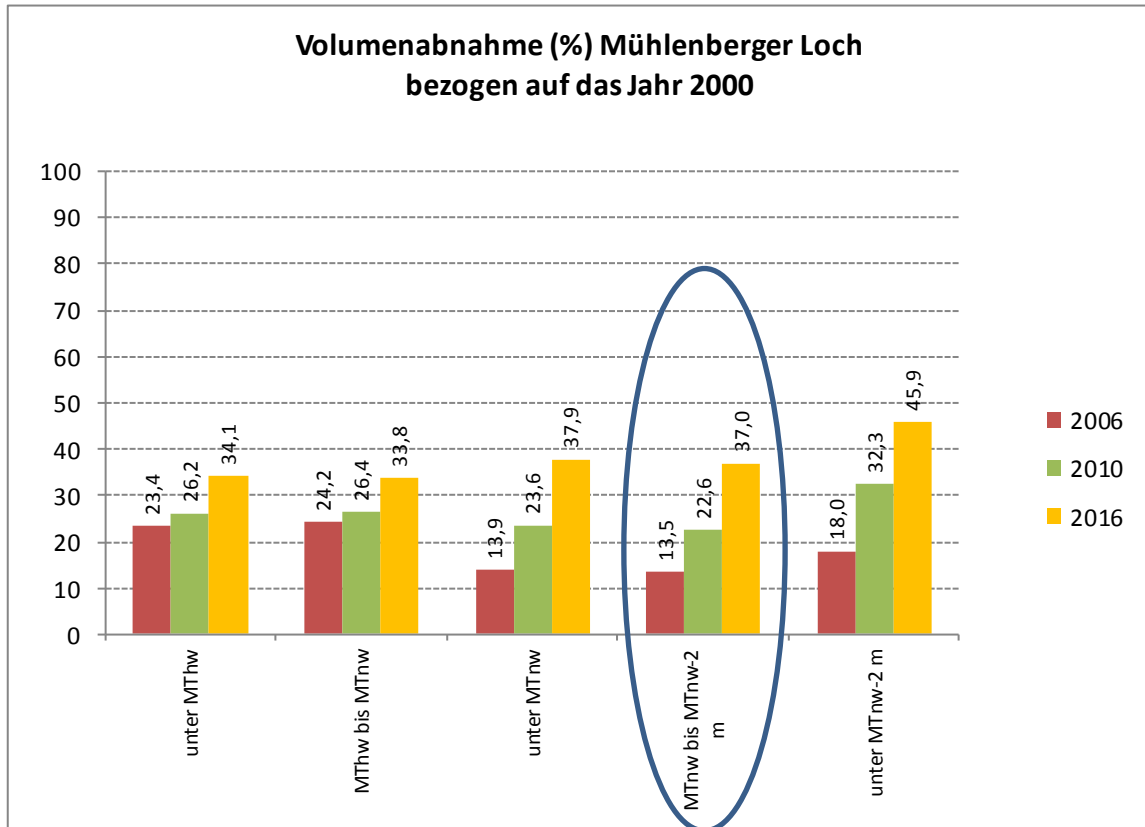


Abb. 30: Veränderungen des Mühleberger Lochs Volumens differenziert für verschiedene Tidewasserstände. (räumlicher Bezug s. Abb. 29, rot umrandete Fläche) MThw = mittleres Tidehochwasser, MTnw = mittl. Tideniedrigwasser. Blau eingerahmt Ergebnisse zum Flachwasservolumen (MTnW – MTnw -2m). Daten: WSA HH, HPA; Darstellung und Auswertung BioConsult

Bezug zum Stint

Die Bedeutung des Mühlenberger Lochs als Aufwuchs- und Rückzugsareal insbesondere auch für Stintte wurde bereits oben dargestellt. Die räumliche Verringerung wichtiger Flachwasserzonen schränkt damit auch deren Bedeutung für die Fischfauna ein. Folgen könnten reduzierte ökologische Funktionen v.a.

- als Rückzugsraum bei Sauerstoffmangelsituationen im Hauptstrom
- als Nahrungsareal und damit

eine Erhöhung der Mortalitätsrate der Stintlarven/-Jungfische sein. Eine belastbare Quantifizierung des z.B. des Rekrutierungserfolgs infolge dieser Funktionsverluste ist hier allerdings nicht möglich.

6.1.8 Kühlwasserentnahmen

Mit den Kühlwasserentnahmen der Kraftwerke kommt es auch zu einer z.T. auch hohen Entnahme von Fischen aus dem System. Besonders gefährdet sind hier Fischlarven oder Jungfische, die dem Ansaugstrom nicht oder nur schlecht ausweichen können und mit der Einsaugung größtenteils

letalen Schäden unterliegen. KÖHLER (1981) bilanziert z.B. die Fischverluste des Kernkraftwerkes Brunsbüttel für das Jahr 1979 auf eine Fischbiomasse (inkl. Garnelen) bei voller Pumpenleistung (ohne schonende Rückführung) insgesamt auf ca. 190.000 kg und schätzt diese Menge als nicht unerhebliche Schädigung ein. Nach KRIEG (2010) kann mit Blick auf artspezifische Unterschiede u.a. für den Stint und Heringsartigen von hohen Mortalitäten durch die Kühlwasserentnahme ausgegangen werden.

Im Vergleich ergaben Untersuchungen zum Betrieb des Kraftwerks Moorburg im Jahr 2015 mit Durchlaufkühlung Fischverluste bis zu 87.000 kg, wobei der allergrößte Teil auf den Stint (Larven und Jungfische) entfiel. Interannuell zeigten sich allerdings auch deutliche Unterschiede. In den Jahren 2016 und 2017 (ebenfalls mit Durchlaufkühlung) waren die Fischanzahlen im Kühlwasser des Kraftwerks Moorburg viel geringer (IFÖ 2017). Die Beispiele zeigen, dass die Kühlwasserentnahmen als ein potenzieller Einflussfaktor auf den Fischbestand eingeordnet werden können.

Ergebnis Kühlwasserentnahmen

Tab. 4 zeigt einen Überblick über die Kraftwerke die der Tideelbe in Jahren 2000 – 2018 Kühlwasser entnommen haben. Detaillierte Angaben Entnahmemengen standen nicht zu Verfügung. Die hier berücksichtigten Mengen beziehen sich auf die beantragten und genehmigten Höchstmengen. Die tatsächlichen Mengen liegen sehr wahrscheinlich darunter. Im Betrachtungszeitraum sind einzelne KW vom Netzgenommen worden (Brunsbüttel, 2007, Stade 2003) oder haben nur zeitweilig Kühlwasser entnommen (Moorburg 2015 – 2017 Probebetrieb).

Tab. 4: Übersicht zu Kühlwassentnahmen aus der Tideelbe, Angaben: beantragte Höchstmenge, Quellen s.u.

Kühlwasserentnahmen Untere Elbe Kraftwerke	Betreiber	Elbe-km	Entnahme Wassermenge m ³ /s	Betrieb seit/bis	Typ	OWK
Moorburg	Vattenfall	619 Süderelbe	64,4 (5)	Probebetrieb nur 2015 - 17	Kohle	Hafen
HKW Tiefstack	Vattenfall	617 Norderelbe	7,5 (4); 5,4 (5)	in Betrieb	Erdgas	Hafen
HKW Wedel	Vattenfall	639	31 (1), (5)	in Betrieb	Erdgas/Kohle	West
DOW Stade	DowDuPont Inc. (seit Fusion 2017, davor Dow Chemical)	657	15,7 (1); 6,3 (2)	in Betrieb seit 1972	Industrie	T1
AOS Stade		658	21,5 (2)	in Betrieb seit 1973	Industrie	T1
KKW Stade	PreussenElektra GmbH	654	1 (5)	1972 bis 2003	Kernkraft	T1
KKW Brokdorf	PreussenElektra GmbH	683	70 (1), (5); 58,3 (2)	1986 bis 2021	Kernkraft	T1
Covestro Brunsbüttel	Covestro AG	693,5	0	in Betrieb seit 1977	Industrie	T1
KKW Brunsbüttel	Kernkraftwerk Brunsbüttel GmbH & Co	692,5	40 (1); 1 (5)	bis 2007	Kernkraft	T1

Quelle 1: Krieg 2010 (Angaben zu Einleitung, nicht Entnahme!; s. Covestro)

Quelle 2: Brockmann Consult 2014

Quelle 3: wikipedia

Quelle 4: H. Fastert, wärme hamburg mdl.

Quelle 5: R. Schwartz, Stadt Hamburg Ltg. Referat "Tideelbe, Meeresschutz"; Mail 17.10.19

Abb. 31 zeigt die Standorte der Kraftwerke in der Tideelbe. Die Dreiecke veranschaulichen schematisch die Entnahmemengen (je größer desto höher die Kühlwassermenge).

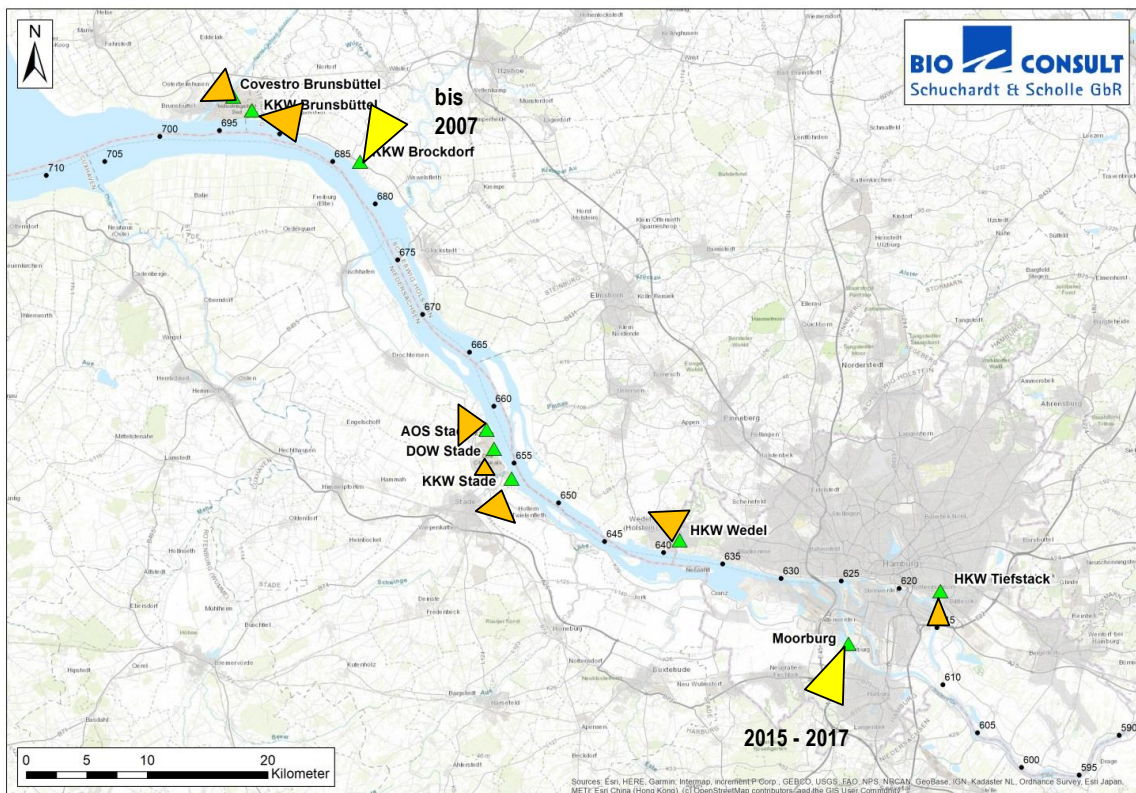


Abb. 31: Kraftwerksstandorte mit Kühlwasserentnahme (gelb derzeit keine Entnahmen).

Im Übergangsgewässer (stromab ab km 655) lag die theoretische Höchstmenge im Zeitraum 2003 - 2006 bei ca. 150 m³/s. Nach Abschaltung des KKW Brunsbüttel reduzierte sich die Menge auf etwa 110 m³/s (Abb. 32). Der Betrieb des KKW Stade ist hier nicht mehr enthalten, da das Kraftwerk ab 2003 abgeschaltet wurde.

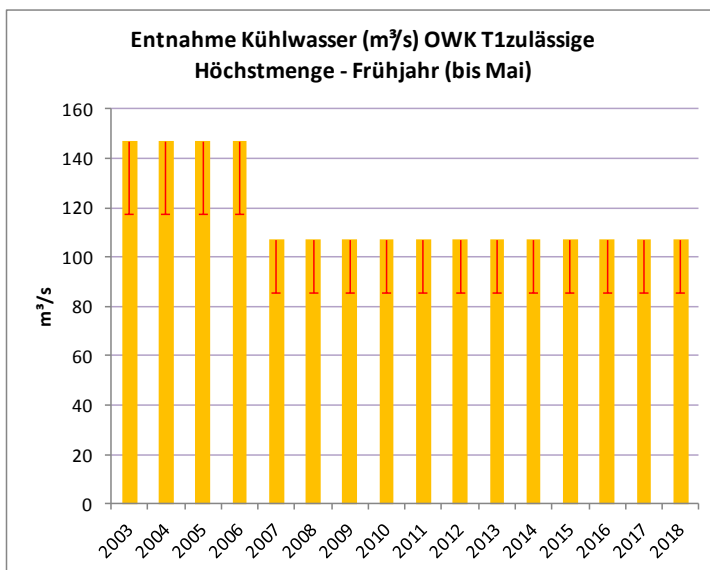


Abb. 32: Genehmigte Kühlwasserentnahmemengen im Übergangsgewässer (Wasserkörper T1) der Elbe (stromab von km 655, Stade). Quellen s. Tab. 4

Abb. 33 veranschaulicht die Entnahmemengen für die Wasserkörper Elbe West und Hafen (stromauf von km 655 bis km 619, Moorburg). Im Zeitraum 2000 – 2014 lag die theoretische Höchstmenge um etwa 40 m³/s. Mit dem Beginn des temporären Probetriebes ab 2015 – 2017 erhöhte sich die Kühlwassermenge theoretisch auf bis zu gut 100 m³/s. Mit Ende des Probebetriebs liegt derzeit die Höchstmenge wieder bei 40 m³/s. Abweichungen von den hier dargestellten genehmigten Höchstmengen sind wahrscheinlich.

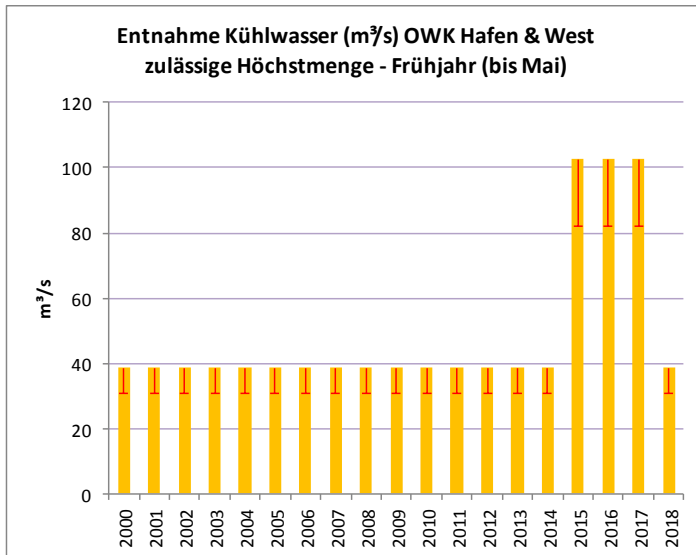


Abb. 33: Genehmigte Kühlwasserentnahmemengen im Süßwasserabschnitt (Wasserkörper West & Hafen) der Tideelbe er Elbe (stromauf von km 655, Stade). Quellen s. Tab. 4

Bezug zum Stint

Die Entnahme von Kühlwasser führt gleichzeitig auch zu einer Entnahme von Fischen. Die empfindlichsten Stadien (Fischeier, Larven) sind dabei am stärksten betroffen.

Insbesondere die im Abschnitt der OWK West und Hafen befindlichen Kraftwerke sind im Laichareal des Stints lokalisiert. Eine Betroffenheit der Stintlarven und Jungfische ist damit gegeben. Insbesondere die in den Jahren 2015 – 2017 erhöhten Kühlwassermengen führten auch zu einer erhöhten Entnahme und im Vergleich zu den Vorjahren damit zu einem zusätzlichen Verlust von Stintlarven der Jahrgänge 2015, 2016 und 2017. Unklar bleibt allerdings wie hoch der Anteil des entnahmebedingten zusätzlichen Verlustes am gesamten Stintlarvenaufkommen der genannten Jahrgänge war.

Im Übergangsgewässer sowie im OWK Hafen ist in der jüngeren Vergangenheit durch die Abschaltung von Kraftwerken bzw. aufgrund der Einstellung der Durchlaufkühlung (Probetrieb 2015 - 2017, Moorburg) eine „Entlastung“ eingetreten (Abb. 33).

6.1.9 Unterhaltungsarbeiten

Für die Gewährleistung der Solltiefe des Fahrwassers sind Unterhaltungsbaggerungen erforderlich. Diese werden u.a. auch im Reproduktionsgebiet des Stints durchgeführt. Baggerinduzierte Beeinträchtigungen können auf unterschiedlichen Wirkpfaden entstehen:

- Zusätzliche baggerbedingte Mortalität der Laichprodukte durch Einsaugung mit dem Wasserbedarf bei Hopper- und WI-Baggerungen. Hopperbagger entnehmen das notwendige Wasser bodennah, während die Wasserinjektion das Wasser oberflächennah entnimmt.
- Störung/Vergrämung durch Lärm, Schwebstoffe
- Erhöhung Schwebstoffgehalte
- Einfluss auf den Faktor Sauerstoff
- Einfluss auf die Nahrungsverfügbarkeit

Detaillierte quantitative Untersuchungen z.B. zur Mortalität von insbesondere von Laichprodukten des europäischen Stints durch Unterhaltungsbaggerungen liegen nicht vor. Plausibel ist aber ein Einfluss durch die o.g. Wirkfaktoren.

Ergebnisse Unterhaltungsbaggerungen

Im Folgenden sind die Baggertätigkeiten in der Unterelbe zusammenfassend für den Zeitraum 2000 – 2017/18 dargestellt. Die Unterhaltungsdaten (Jahresmengen) wurden von HPA und WSA Hamburg zur Verfügung gestellt. Die Daten differenzieren dabei zwischen den Geräten Hopper und Wasserinjektion (WI). Die Baggerungen im Bereich des Sedimentfangs Wedel sind unter Hopperbaggerungen des WSA Hamburg subsumiert.

Tab. 5 zeigt die jeweiligen Unterhaltungsaktivitäten (hier dargestellt als Wasserbedarf in Mio. m³) im Zeitraum von 2000 – 2018, die im erweiterten Laichareal und Aufwuchsareal der Stintlarven durchgeführt wurden. Die Angaben beziehen auf Jahresmengen, eine differenzierte saisonale Betrachtung wurde nicht durchgeführt. Es ist allerdings davon auszugehen, dass die Entwicklung der Baggermengen unabhängig von der Saison in gleichsinniger Weise erfolgt ist.

Im OWK Hafen (km 615 – km 635) lagen die Hopperbaggermengen (Laderaumvolumen) zwischen 4 Mio. m³ (2000) und 13 Mio. m³ (2016), zusätzlich erfolgte auch ein Einsatz des WI-Gerätes im Jahr 2003 mit einem „Wasserverbrauch“ von ca. 4,4 Mio. m³ und mit bis zu 16,7 Mio. m³ im Jahr 2015 (Tab. 5, links). Im stromab anschließenden OWK West (Zuständigkeitsbereich des WSA Hamburg, Ausnahme Sedimentfang bei km 643) wurden im Zeitraum 2001 – 2018 sowohl Hopperbagger (0,4 Mio. m³ – 4,9 Mio. m³) als auch WI-Geräte (0,8 Mio. m³ – 2,6 Mio. m³) eingesetzt.

Im Übergangsgewässer stromab von km 655 erfolgten in begrenztem Maß Hopperbaggerarbeiten (<1 Mio. m³), v.a. aber WI-Einsätze, die einen Wasserbedarf von 6,3 Mio. m³ (2006) - 24 Mio. m³ (2018) erforderten (Tab. 13 sowie Abb. 58 und Abb. 61 im Anhang).

Tab. 5: Unterhaltungsbaggerungen im Zuständigkeitsbereich von HPA und WSA HH (OWK West, inkl. Sedimentfang) im Zeitraum 2000 - 2018. WI = Wasserinjektion. Benötigtes Wasservolumen (m³/s). Angaben HPA & WSV Kiel. Hopperbaggerungen: Laderaumvolumen.

HPA			WSA Hamburg		
	OWK Hafen	OWK Hafen		OWK West (inkl.Sedimentfang) Strecke km 638,9 - 654,5	OWK West Strecke km 638,9 - 654,5
Jahr	Hopper Mio. m³/a	WI Mio. m³/a	Jahr	Hopper Mio. m³/a	WI Mio. m³/a
2000	4,0		2000		
2001	6,6		2001	2,8	
2002	4,4		2002	1,3	
2003	4,4	4,4	2003	2,5	
2004	7,7	8,1	2004	4,1	
2005	8,3	6,6	2005	2,5	
2006	6,2	5,0	2006	2,6	1,1
2007	5,7	5,7	2007	2,5	2,3
2008	8,1	6,0	2008	3,6	2,2
2009	6,9	6,2	2009	3,9	3,2
2010	5,5	3,2	2010	1,6	1,3
2011	3,0	7,8	2011	2,5	1,9
2012	5,4	11,1	2012	3,2	1,3
2013	6,7	11,7	2013	1,9	1,9
2014	5,1	13,1	2014	3,9	2,2
2015	12,3	16,7	2015	4,8	1,6
2016	13,1	13,0	2016	4,6	2,6
2017	11,4	11,9	2017	4,9	2,2
2018	6,9	12,2	2018		0,8

Abb. 34 veranschaulicht die interannuelle Entwicklung der Unterhaltungstätigkeiten (dargestellt als mittlere Baggermenge/a bzw. mittlerer Wasserbedarf/a) differenziert nach Hopperbagger und WI-Gerät am Beispiel der Wasserkörper Hafen und West. Die Ergebnisse zeigen einen Anstieg der Unterhaltungsintensität ab dem Zeitraum 2012 – 2015 mit z.T. sehr hohen Mengen in der jüngeren Vergangenheit (Abb. 59 und Abb. 60 im Anhang). Insbesondere ist eine deutliche Zunahme des WI-Einsatzes (v.a. im OWK Hafen) in den letzten Jahren augenfällig (Abb. 34 Bild oben).

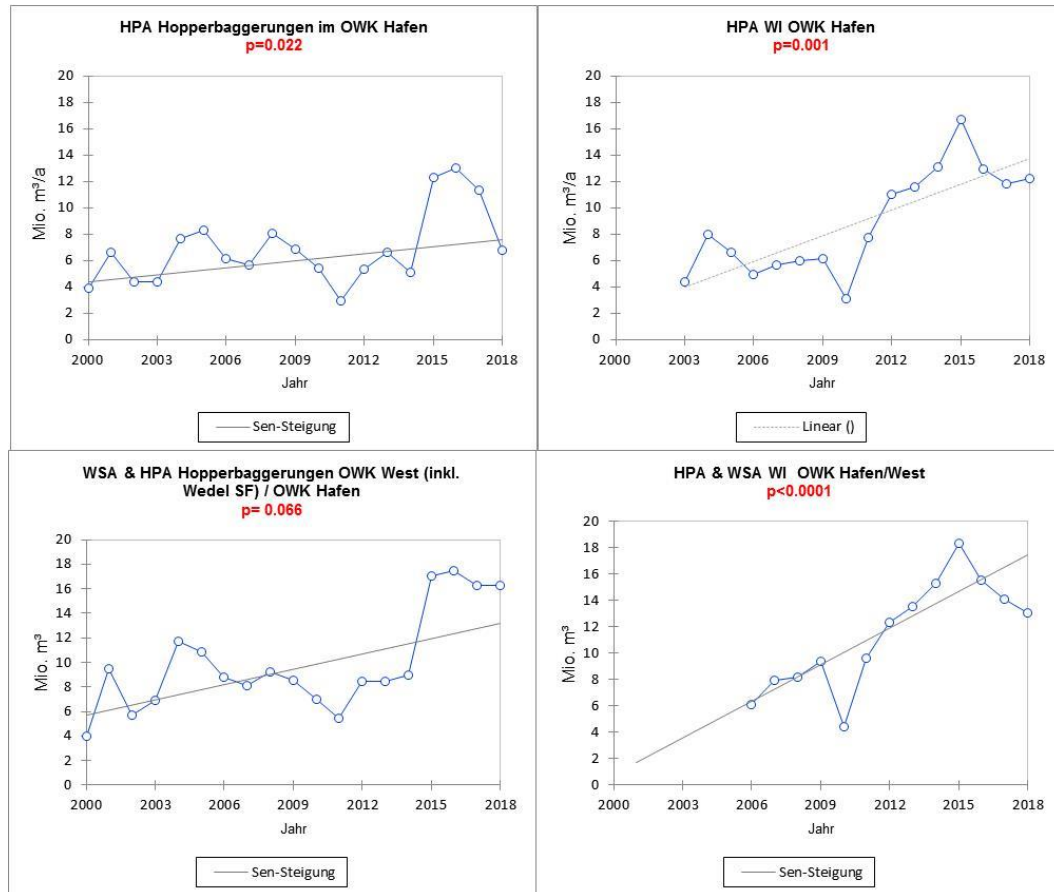


Abb. 34: Bild oben: Jährliche Hopperbaggerungen und Wasserinjektionen (WI) -Einsätze in Mio. m³/a (Wasserbedarf) differenziert in den Wasserkörpern Hafen (Bilder oben) sowie in den Wasserkörpern Hafen & West (summierte Mengen WSA und HPA, inkl. Mengen Sedimentfang Wedel, Bilder unten). Quelle: HPA (OWK Hafen & Sedimentfang, WSV Klei OWK West).

Bezug zum Stint

Die Bedeutung des Faktors Unterhaltungsbaggerungen für den Stint wurde bereits oben dargestellt. Die Auswertungen verdeutlichen, dass der Umfang der Unterhaltungsarbeiten im Betrachtungszeitraum interannuell und räumlich variabel ist, aber in den letzten Jahren deutlich zugenommen hat. Aus folgenden Gründen ist ein Einfluss der gestiegenen Unterhaltungsintensität anzunehmen:

- Mit Blick auf den Stint ist in Abschnitten der Wasserkörpern Hafen und West, in denen dessen Laichplätze lokalisiert sind und die sich durch saisonal (Frühjahr) hohe Vorkommen von Stintlarven auszeichnen, eine Beeinträchtigung gegeben. Diese hat sich in jüngerer Vergangenheit verstärkt. Genaue Kenntnisse zur Lage der derzeitigen Hauptlaichplätze liegen nicht vor.
- Insbesondere Stintbrut ist gegenüber baggerbedingten Faktoren (Einsaugung, Erhöhung der Trübung etc.) sensibel, u.a., da sie aufgrund ihrer noch geringen Mobilität den Baggerfahrzeugen nicht ausweichen kann.

Wie bereits oben angemerkt, kann im Rahmen der vorliegenden Studie die quantitative Bedeutung der unterhaltungsbedingten Verluste für die Bestandsentwicklung des Stints in der Unterelbe nicht ermittelt werden.

6.2 Biotische Parameter

6.2.1 Zooplankton

Die Kenntnis des qualitativen und quantitativen Angebots potenzieller Nährtiere (v.a. calanoide Copepoden und andere z.B. harpacticoide Copepoden, Nauplien) während der Larval Entwicklungsphase könnte einen wichtigen Beitrag zur Erklärung bzw. zur Einordnung der Befunde zum Larvenvorkommen leisten. Die Zooplanktondichten (Ind./l) sind in die Großgruppen Crustacea und Rotatoria zusammengefasst worden, unter den Crustacea subsumieren sich v.a. Copepoden, wobei *Eurytemora affinis* die bestimmende Art ist (SCHÖL mdl.). Wie bereits in Kap. 2 dargestellt, ist *E. affinis* für Stintlarven eine bedeutende Nahrungsgrundlage.

Ergebnisse (2006 – 2018, km 629)

Im Folgenden wird ein Überblick über die langjährige Variabilität (2006–2018) des Zooplanktons im hamburgischen Abschnitt der Tideelbe geliefert. Die Daten beziehen sich auf die Messstation Seemannshöft (ca. km 629) und damit in einem Bereich der Tideelbe in dem auch Stintlarven in hoher Zahl auftreten. Die langjährigen Zooplanktondaten wurden gemäß SCHÖL (schriftl.) wie folgt interpretiert:

...Die Zooplanktonentwicklung in der Tideelbe bei Seemannshöft steht in engem Zusammenhang mit der Entwicklung der Algenbiomasse (Chla-Werte, Bunthaus).

Nach dem Frühjahrsanstieg der Algenbiomasse kam es in fast allen Jahren zu starken Anstiegen der Rotatoriendichten. Dementsprechend waren Massenvorkommen (> 1000 Ind/l) oft Ende Mai bis Anfang Juni zu registrieren (Abb. 35). In den Jahren 2008, 2010 und 2011 fielen die Maxima niedriger aus und traten zudem auf Grund der höheren Frühjahrsabflüsse teilweise zeitverzögert erst Mitte Juni bis Juli auf. Im Jahr 2013 bewirkte das Hochwasserereignis im Juni einen starken Einbruch der Algengehalte und auch der Zooplanktonabundanzen. Nach Abklingen des Hochwassers wurden dann im Juli sehr hohe Dichten an Rädertierchen gezählt. In den abflussarmen Jahren 2014 bis 2018 ging die mittlere Abundanz der Rotatorien insgesamt stark zurück und in den Jahren 2016 und 2017 zeigten sich auch nur geringe fröhsommerliche Maxima (157 Ind/l am 13.05.2016 und 754 Ind/l am 24.05.2017).

Das Crustaceenplankton besteht zum überwiegenden Teil aus Copepoden (= Ruderfußkrebse), bzw. aus deren Larvalstadien, und zum kleineren Anteil mit ca. 5% aus Phyllozoa (= Blattfußkrebse). In den meisten Jahren traten die maximalen Crustaceenabundanzen im Frühsommer (April bis Juni) auf, wobei Dichten von über 300 bis 2000 Ind/l erreicht wurden. In den Jahren 2007, 2008, 2011 und 2017 konnten im Spätsommer (August/September) die höchsten Dichten von 500-950 Ind/l zeitgleich zu hohen Chla-Werten festgestellt werden. Im Herbst der Jahre 2006, 2008, 2011 und 2012 überwog der Crustaceenaspekt das Zooplankton der Tideelbe, d.h. die

Crustaceenanzahl übertraf die der Rotatorien. In den Jahr 2016 bis 2018 waren die Crustaceen sogar ganzjährig dominant..." (Abb. 35).

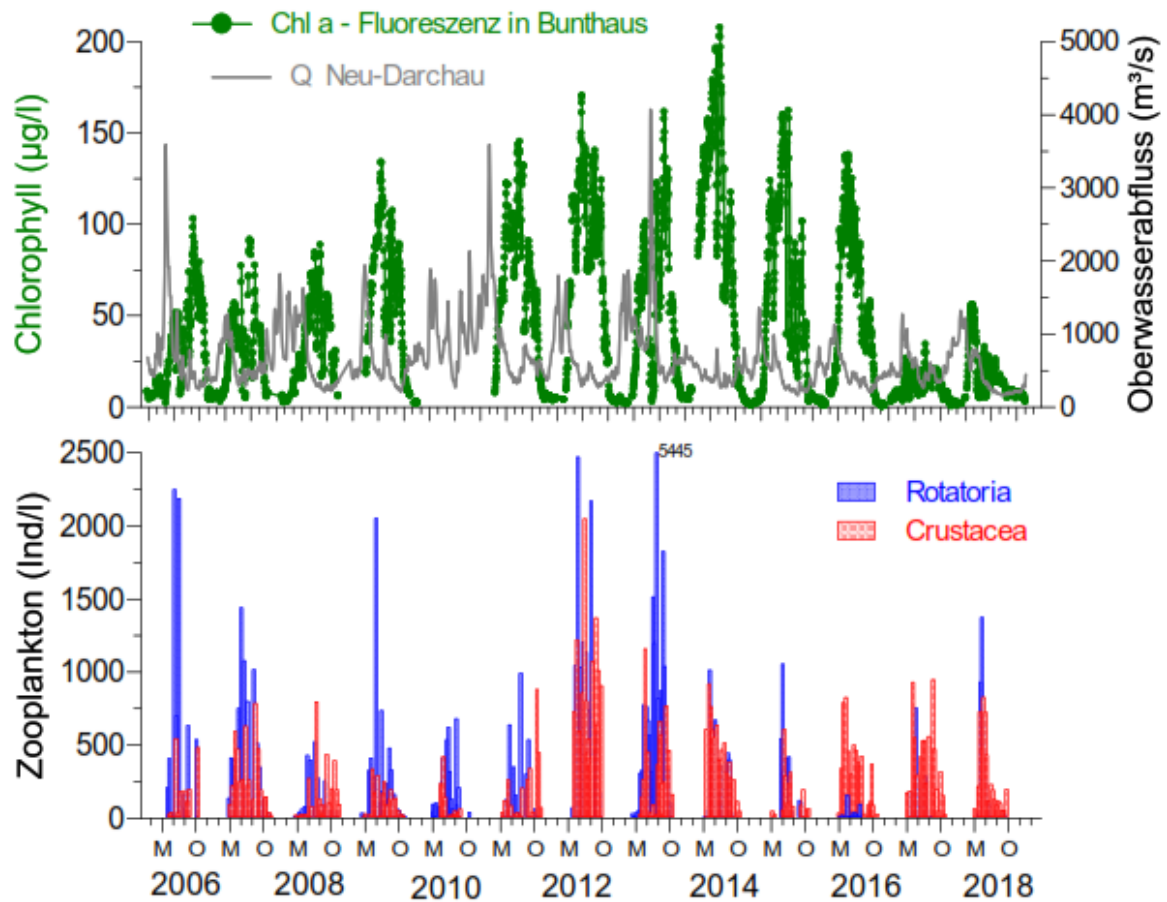


Abb. 35: Chlorophyll-a- Fluoreszenzwerte der Station Bunthaus (Elbe-km 609) sowie der Abfluss bei Neu-Darchau (Elbe-km 536 – Bild oben. Abundanz der Zooplanktongruppen Rotatoria (= Rädertierchen) und Crustacea (= Krebstierchen) in der Tideelbe an der Station Seemannshöft (Elbe-km 629 – Bild unten) in den Jahren 2006 bis 2018. Quelle: BfG, A. Schöl schriftl.

Zusammenfassung Zooplankton

„...Die in vielen Jahren im Mai und Juni hohen Zooplanktonabundanzen können durch ihre Fraßaktivität zum Zusammenbrechen der frühsommerlichen Algenblüten in der oberen Tideelbe beitragen. Die Rotatorien werden zu meist aus der Mittelelbe in das Ästuar eingetragen und können sich nur im limnischen Abschnitt der Tideelbe weiterentwickeln. Die Copepoden als dominanter Bestandteil des Crustaceenplanktons können sich im gesamten Elbeästuar entwickeln. Ihr Verbreitungsschwerpunkt ist heute in der oberen Tideelbe einschließlich der Hahnöfer Nebelbe und des Hamburger Hafens lokalisiert. Generell wird durch geringe Oberwasserabflüsse und damit hohe Aufenthaltszeiten die Entwicklung der Rädertierchen und Krebstierchen in der oberen Tideelbe gefördert. In den sehr abflussarmen Jahren 2015 bis 2018 scheint aber nur eine geringe Animpfung mit Rotatorien aus der Mittelelbe stattgefunden zu haben, wodurch die nur sehr geringen Dichten in der Tideelbe zu erklären wären“ (aus SCHÖL, schriftl.).

Im Vergleich zu Untersuchungsergebnissen zum Zooplanktonaufkommen im Bereich des Mühlenberger Lochs, die von SCHULTZ (2007) im Rahmen von Nahrungsanalysen an Fintenlarven ermittelt wurden, scheinen auch die in der jüngeren Vergangenheit weniger hohen Zooplanktondichten nicht auffällig gering. Im Vergleich stellte SCHULTZ (2007), ohne Hinweis auf eine diesbezügliche Mangelsituationen, im Mittel eine Copepodendichte (Calanoide) von bis zu 19.200 Ind./m³ (19,2 Ind./l) fest. Einzelne Maximalwerte wurden im Jahr 2007 für die Copepoden mit bis zu 215 Ind./l ermittelt; diese lagen deutlich niedriger als diejenigen, die in den Jahren 2015 - 2018 festgestellt wurden (Crustacea saisonales Mittel Mrz.- Juni 150 – 449 Ind./l).

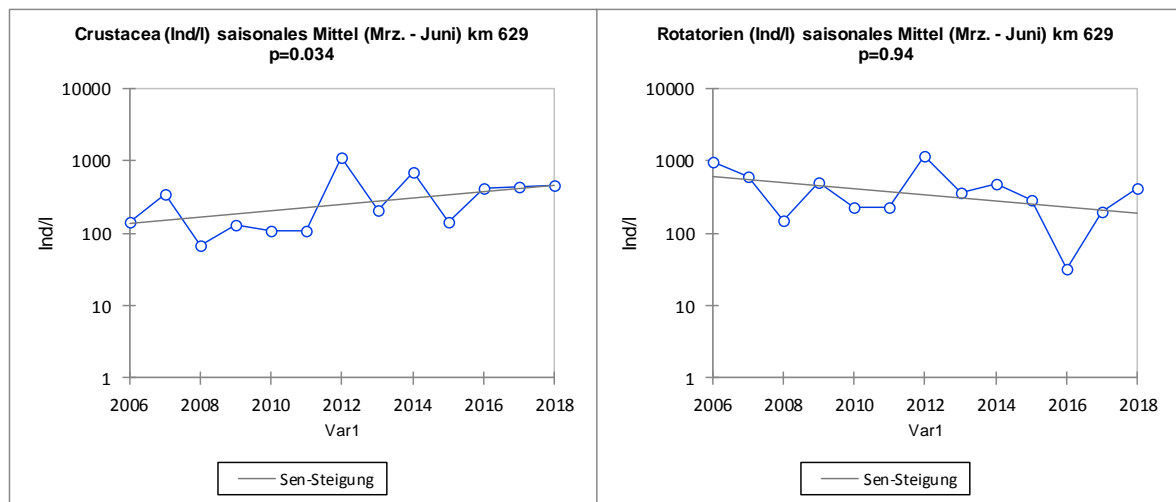


Abb. 36: Zooplanktondichte (Crustacea, Rotatorien) im Zeitraum 2006 – 2018. Messstation Seemannshöft, OWK Hafen (Datenquelle BfG Koblenz)

Ein Zusammenhang mit der aktuell rückläufigen Entwicklung des Stintbestands ist aus folgenden Gründen nicht naheliegend, aber auch nicht ganz auszuschließen:

- Die Analyse der Zooplanktondaten (Crustacea) ergibt keinen Hinweis auf in der jüngeren Vergangenheit systematisch rückläufige Dichten (Abb. 36, Bild links).
- Für die Rotatorien wurden in der jüngeren Vergangenheit z.T. geringere Dichten verzeichnet (Abb. 36, Bild rechts), ein Befund der vermutlich in Zusammenhang mit geringen Oberwasserabflüssen zu sehen ist (s.o.).
- Kein erkennbares zeitliches „mismatch“ zwischen Stintlarvendichte und Zooplanktondichte - Crustacea (Abb. 63 im Anhang).
- Im Vergleich mit anderen Daten sind die Zooplanktondichten insgesamt nicht als auffällig gering einzuordnen.

An dieser Stelle sei auf die hier zur Verfügung stehende begrenzte Datenlage zum Zooplankton hingewiesen (nur Messstation Seemannshöft), die eine belastbare Beurteilung erschwert.

6.2.2 Prädatoren

6.2.2.1 Fische

Der Reproduktions- bzw. der Rekrutierungserfolg der Stinte könnte auch durch eine hohe Abundanz von Prädatoren (andere Fische) beeinflusst werden bzw. worden sein. Als mögliche ästuarine Freßfeinde kommen Barschartige (Zander, Kaulbarsch, Flussbarsch) oder andere Gruppen (z.B. Hecht, Karpfenartige, Heringsartige, Dorschartige) in Frage. Ob die eingewanderte nicht heimische Schwarzmundgrundel in diesem Zusammenhang eine Rolle spielt, kann hier nicht beurteilt werden. Zur Entwicklung der Häufigkeitsentwicklung der Grundel liegen uns keine Daten vor.

Betrachtet man Ergebnisse der Hamenfänge, die im Rahmen des WRRL Monitorings (OWK Hafen, OWK West) erhoben wurden wird erkennbar, dass im Zeitraum Ende April bis Anfang Mai die o.g. potenziellen Prädatoren im Reproduktionsgebiet des Stints präsent sind. Die Abundanzen der Arten sind dabei interannuell deutlich unterschiedlich (Abb. 37, Abb. 38).

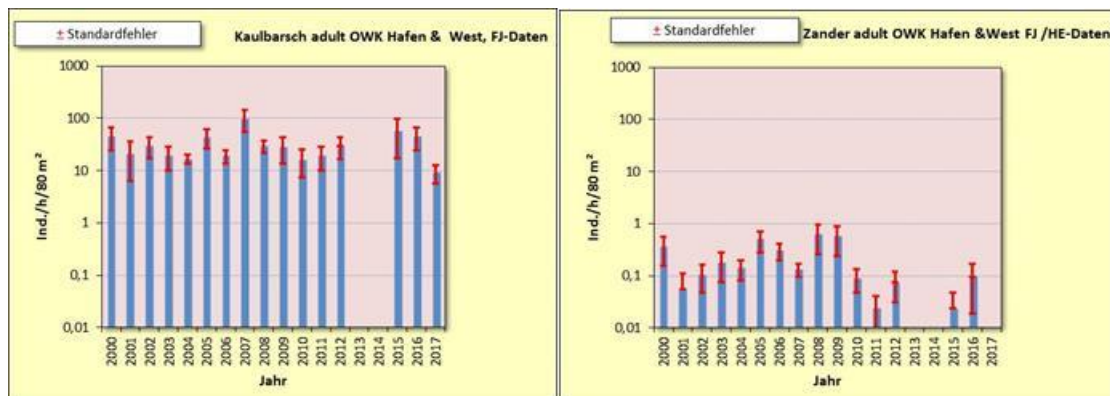


Abb. 37: Mittlere Gesamtabundanz (Ind./h/80 m²) adulter Kaulbarsche (Frühjahrsdaten) und Zander (Frühjahrs- und Herbstdaten) in den Wasserkörpern Hafen und West der Tideelbe. Daten aus dem WRRL Fischmonitoring, Hamenbefischungen, FGG Elbe.

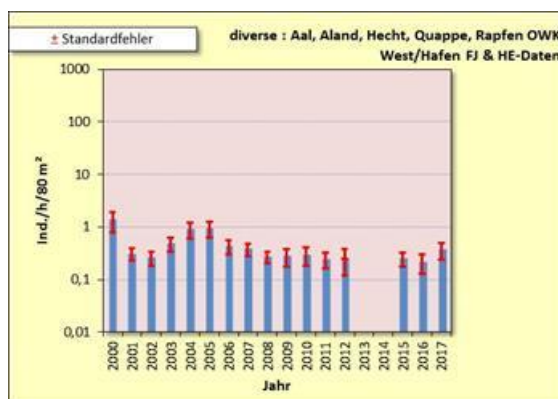


Abb. 38: Mittlere Gesamtabundanz (Ind./h/80 m²) (Frühjahrs- und Herbstdaten) ausgewählter Arten (Aal, Aland, Hecht, Quappe, Rapfen) als potenzielle Freßfeinde von Stintlarven in den Wasserkörpern Hafen und West der Tideelbe. Daten aus dem WRRL Fischmonitoring, Hamenbefischungen, FGG Elbe..

Folgendes lässt mit Blick auf den Faktor „Prädation“ zusammenfassen:

- keine zeitlich gerichtete Zunahme der Abundanz potenzieller Freßfeinde (Barsche, Karpfenartige) in der jüngeren Vergangenheit.
- Insgesamt keine hohen Abundanzen von Barschen und Karpfenartigen in den betrachteten Gewässerabschnitten
- Denkbar ist ein gewisser Fraßdruck durch adulte Finten, die im April/Mai auf ihren Laichplätzen (Hauptlaichareal um km 643) und damit zeitlich und räumlich auch in einem Vorkommensschwerpunkt der Stintlarven eintreffen. SCHULZE (2005) konnte an stichprobenhaften Mageninhaltsanalysen zeigen, dass Finten im Rahmen ihrer Reproduktionsphase Nahrung (u.a. auch Stintlarven) aufnehmen. Die Abundanz adulter Finten hat in den letzten Jahren in der Tideelbe zugenommen (u.a. MAGATH & THIEL 2013, BIOCONSULT 2019b). Abb. 39 veranschaulicht die zeitliche Entwicklung der Abundanz adulter Finten (Ind./h/80 m²) und die der Stintlarven (Ind./100 m³, Daten ab 2011). Es sei darauf verwiesen, dass die Finten- bzw. Stintdaten auf unterschiedlichen Mengen-/Dichteangaben beruhen und daher auf der Betrachtungsebene absoluter Abundanzwerte nicht direkt miteinander vergleichbar sind (Beispiel 100 Ind./h/80 m³ entsprechen grob abgeschätzt <0,1 Ind./100 m³). In wie weit die nur temporär (während der Laichzeit) präsenten adulten Finten einen wesentlichen Einfluss auf den Stintbestand (z.B. Stintlarven als potenzielles Nährtier und damit Einfluss auf den Rekrutierungserfolg) v.a. in der jüngeren Vergangenheit gehabt haben können, ist hier nicht zu klären. Für eine Beurteilung wären genauere Kenntnisse des Nahrungsnetzes in der Untereelbe erforderlich (s.a. Kap. 9).

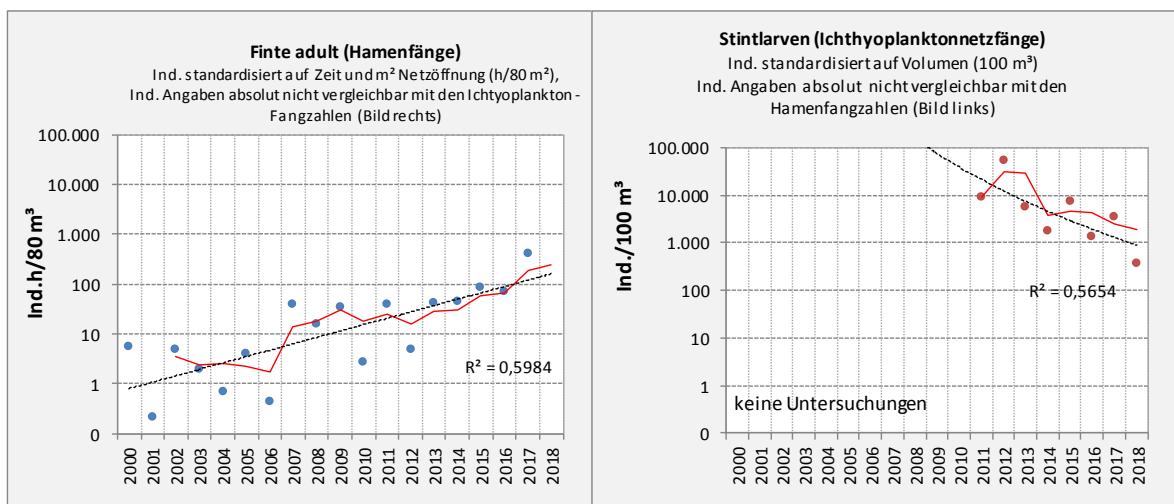


Abb. 39: Entwicklung der Fintenfänge (Ind./h/80 m²) und Entwicklung der Stintlarven (saisonaler Mittelwert/a Ind./100 m³, Daten Frühjahr km 643). Rote Linie: gleitendes Mittel. Daten: WRRL-Fischmonitoring (Finte, juvenile Stinte) und WSA Fintenmonitoring (Stintlarven).

Exkurs Küstenmeer

Neben ästuarinen Fischen könnten die Stinte im Bereich ihres marinen Lebensraumes einem zunehmenden Fraßdruck unterlegen sein. Hier sind Arten wie z.B. Wittling möglicherweise von Bedeutung.

Nach DÄHNHARDT (2016) fand im Jahr 2016 begünstigt durch relativ hohe Wassertemperaturen und gute Nahrungsbedingungen, eine regelrechte „Wittlingsinvasion“ im Wattenmeer statt, deren zeitliches und räumliches Ausmaß durch die Ergebnisse der saisonalen Hamenbefischungen im Jahr 2016 besser als durch alle anderen etablierten Monitoring-Programme verfolgt werden konnte (DÄHNHARDT 2016). Auch im Jahr 2017 ist noch von hohen Wittlingsabundanz auszugehen, so beschreibt VORBERG (2018) das Jahr als „Wittlingsjahr“.

Im Jahr 2018 lagen die Fangzahlen wieder deutlich niedriger als 2016/2017 und wurden als eher durchschnittlich bezeichnet (BIOCONSULT 2019). Im Rahmen des im August 2018 durchgeführten Fischmonitorings im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer wurden in der Meldorfer Bucht sogar kaum bzw. keine Wittlinge gefangen (VORBERG 2018).

- Ob und in wie weit sehr hohe Wittlingszahlen im Wattenmeer/Äußeren Ästuar einen Einfluss auf den Stintbestand haben können bzw. hatten, ist in der vorliegenden Arbeit nicht belastbar zu beurteilen. Die vorliegenden Ergebnisse deuten zudem darauf hin, dass v.a. juvenile Wittlinge (<8 cm) den größten Anteil ausmachten. Diese Altersgruppe ist als möglicher Prädator vermutlich weniger von Bedeutung. Des Weiteren gab es auch in der Vergangenheit im Jahr 2007 sogenannte „Wittlingsjahre“, ohne dass sich ein solches Ereignis in der Zeitreihe der Stintabundanz erkennbar widerspiegelt (s. Kap. 4).

6.2.2.2 Weitere Prädatoren

Neben den o.g. Fischen sind Stinte auch wichtiger Nahrungsbestandteil von Meeressäugern (Schweinswale, Seehunde) und Vogelarten (z.B. Flussseseschwalbe).

Im Rahmen der vorliegenden Studie ist der Einfluss dieser Arten auf den Stintbestand nicht zu beurteilen.

6.3 Sonstiges

6.3.1 Fischerei

Durch die fischereiliche Nutzung werden dem Stintbestand zwangsläufig Individuen entzogen, insofern ist die Fischerei generell ein Einflussfaktor. Quantitative Angaben zum Umfang und zur Entwicklung der fischereilichen Nutzung des Stintbestands in der Elbe stehen hier nicht zur Verfügung.

Es liegen jedoch keine Hinweise auf eine Zunahme der Fischereiintensität und damit auf einen in im Vergleich der Jahre in der jüngeren Vergangenheit höheren Befischungsdruck auf den Stint vor.

7. Stintabundanz vs. Einflussfaktoren

Potenzielle Faktoren, die Einfluss auf die Stintbestand haben können, sind in Kap. 6 dargestellt und erläutert worden. Einige der Faktoren unterlagen keinen gerichteten auffälligen Änderungen über die Zeit, andere haben sich dagegen deutlicher verändert.

Im Folgenden soll mittels einer Korrelationsanalyse (Spearman Rang, s. Kap. 3) und einer fachlichen Betrachtung soweit möglich eine Einordnung der Bedeutung der Faktoren, die sich zeitlich gerichtet verändert haben, erfolgen. Die Ergebnisse der hier durchgeführten Analysen ausgewählter Faktoren sind nur als orientierend einzuordnen, da die Aussagekraft der Ergebnisse z.T. durch ein geringes N begrenzt wird und die Faktoren sich z.T. auch untereinander beeinflussen.

Für Faktoren, die in den letzten Jahren Veränderungen unterworfen waren, aber deren Datenlage für eine Berechnung nicht geeignet war, wurde ausschließlich eine kurze fachliche Einordnung durchgeführt.

Die Betrachtungen wurden nach OWK sowie den Altersgruppen der Stinte differenziert. Aus diesem Grund sind nicht für jede Analyse/Betrachtung die identischen Variablen verwendet worden.

Für die ausschließlich fachlichen Einordnungen berücksichtigen die feststehende Mengenangaben (Kühlwassermengen, prozentualer Verlust Flachwasserzonen). Detaillierte Angaben zu den Datengrundlagen sind Kap. 6.1 zu entnehmen.

Hinweis zur Interpretation der Ergebnisse (Spearman Rang)

Mit der Spearman-Korrelation wird der Zusammenhang (linear) zwischen zwei Variablen berechnet. Der Korrelationskoeffizient (s. z.B. Tab. 6) kann Werte von -1 (perfekte negative Korrelation) bis +1 (perfekte positive Korrelation) annehmen, und ist nahe bei 0, falls keine Korrelation vorliegt. Der Koeffizient gibt also Richtung und Stärke eines möglich linearen Zusammenhangs an. Die Signifikanz der Korrelation (einseitige Tests, da gerichtete Hypothesen) ist ebenfalls angegeben. Werte $<0,1$ (s. Zeile Signifikanz, Tab. 6 - Tab. 8) deuten auf einen signifikant positiven (z.B. hohe Werte der Variablen A sind mit hohen Werten der Variablen B assoziiert) oder signifikant negativen Zusammenhang (z.B. niedrige Werte der Variablen A sind mit hohen Werten der Variablen B assoziiert).

Die Berechnungen basieren jeweils auf den Jahresmittelwerten der Stinte sowie der berücksichtigten Variablen (Abfluss, Trübung, Unterhaltung), Frühjahrsmittelwerte (Zooplankton). Detaillierte Angaben zu den Datengrundlagen sind Kap. 6.1 und 6.2 zu entnehmen.

Hinweis zu „Faktoren ohne Korrelationsanalyse“

Insbesondere die Faktoren „Volumenänderung Mühlenberger Loch“ und „Kühlwasserentnahme“ sind im Zeitraum 2000 – 2018 nur durch wenige unterschiedliche bzw. durch eine Reihe gleicher Werte gekennzeichnet (es werden also mehrere identische Ränge „vergeben“), aus den genannten Gründen wurde daher für diese Faktoren auf die Berechnung nach Spearman verzichtet. Die

Einschätzung der Bedeutung dieser Faktoren erfolgt aus fachlicher Sicht vor dem Hintergrund der Betrachtungen und Auswertungen in Kap. 6.1.7 bzw. 6.1.8. Die Einordnungen basieren auf Angaben zu Kühlwassermengen bzw. dem Verlust von Flachwasserzonen im Mühlenberger Loch in 5-Jahresabständen). Detaillierte Angaben zu den Datengrundlagen sind Kap. 6.1.7 und 6.1.8 zu entnehmen.

Eine differenzierte Betrachtung und Einordnung des möglichen Einflusses von Schadstoffen (s. Kap. 6.1.6) auf die verschiedenen Altersgruppen der Stinte war im Rahmen der vorliegenden Studie nicht möglich.

7.1 Adulte Stinte

Die Ergebnisse zeigen, dass je OWK die Korrelationen zwischen den Stintzahlen und den verschiedenen Faktoren unterschiedlich ausgeprägt sind. Die Koeffizienten ordnen sich z.T. um den Wert 0 (keine Korrelation) und höheren Werten > +/- 0,3 (positive/negative Korrelation) an (Tab. 6).

Tab. 6: Ergebnisse der Spearman Rang Korrelation differenziert nach Wasserkörpern (Datengrundlage Frühjahrs & Herbstdaten, * = nur Frühjahrsdaten, ** = Unterhaltungsdaten sowohl für die FJ- als auch für die He-Stintzahlen verwendet). NTU Haf FJ und Jul = Trübung Messstation Seemannshöft Frühjahr und Sommer, NTU West FJ_SO = Trübung Messstation D1 Frühjahr und Sommer, sohnnahe Messung; WI & Hopper OWK West/Haf = OWK West/Hafen Wasserbedarf Wasserinjektion und Hopperbagger. Signifikanz: rot = signifikant negative Korrelation, blau = signifikant positive Korrelation.

Spearman Rang Korrelation		NTU Grauer Ort Jun- Aug Max.- Werte	NTU Haf FJ + Jul	NTU West FJ_SO_Ebbphase	Crustacea Ind./l	Rotatorien Ind./l	WI & Hopper inkl. Sed-Fang OWK We_Haf	Abfluss Mrz_Apr	Abfluss Mai_Juni
Adulte Stinte OWK T1 FJ & HE-Daten									
Korrelationskoeffizient	-0,09	0,25	-	-	-	-	0,00	0,01	
gültige Fälle	15	10	-	-	-	-	19	19	
einseitige Signifikanz	0,38	0,244					0,497	0,480	
Adulte Stinte OWK West FJ & HE-Daten									
Korrelationskoeffizient			-0,26			-0,33	0,40	0,55	
gültige Fälle			16			22**	19	19	
einseitige Signifikanz			0,164			0,068	0,046	0,007	
Adulte Stinte OWK Hafen FJ & HE-Daten									
Korrelationskoeffizient		0,12		0,19	0,54	-0,01	0,00	0,01	
gültige Fälle		20		10*	10*	18**	19	19	
einseitige Signifikanz		0,302		0,295	0,054	0,480	0,497	0,480	

Korrelationsanalyse

Folgendes kann zusammengefasst werden:

- Die im Zeitraum 2000 – 2018 im OWK Hafen/West erhöhte Trübung (v.a. ab etwa 2011) (Daten Seemannshöft, Station D1; NTU West FJ-SO_Ebbphase Tab. 6), die negativ mit

dem in den letzten Jahren reduzierten Oberwasser korreliert ist, zeigt eine negative, aber keine signifikante Korrelation ($p = 0,164$, Tab. 6) mit der Abundanz adulter Stinte. Die Trübung beeinflusst aber u.U. andere Faktoren.

- Während Crustacea-Plankton keinen Zusammenhang mit der Häufigkeit adulter Stinte zeigen, ist dies für die Rotatorien erkennbar, ein inhaltlicher Zusammenhang ist jedoch fraglich.
- Der Faktor „Unterhaltungsarbeiten“ (Hopperbagger, WI-Einsatz) korreliert auf der Grundlage der Baggerdaten OWK West/Hafen (HP & WI) in allen Wasserkörper z.T. schwach negativ z.T. signifikant mit der Abundanz adulter Stinte. Auf der Grundlage der Daten aus dem OWK West ist der Zusammenhang deutlich. Eine Betroffenheit des Stints ist plausibel.
- Mit Blick auf den Oberwasserabfluss deutet sich kein, z.T. ein positiver Zusammenhang (Daten OWK West) an. Unklar bleibt, ob hier ein direkter Zusammenhang anzunehmen ist oder sich ein indirekter Einfluss über die ebenfalls zeitlich gleichsinnige Veränderung anderer Faktoren widerspiegelt.

Faktoren ohne Korrelationsanalyse

Folgendes kann zusammengefasst werden:

- Der Faktor „Mühlenberger Loch“ (%-Verlust Flachwasser) wurde wie oben beschrieben nicht in die Berechnung einbezogen und wird hier fachlich eingeordnet. Mit zunehmenden Volumenverlust der Flachwasserzonen im Mühlenberger Loch geht im Zeitraum 2000 – 2018 eine Abnahme der Stinte (hier: adult) einher. Ein (indirekter) Zusammenhang (Einfluss auf Jungstinte und Larven) ist plausibel. Am Beispiel der Fangdaten des OWK West wird die Annahme eines solchen Zusammenhangs unterstützt (Abb. 64 im Anhang).
- Der Faktor „Kühlwasserentnahme“ (genehmigte Höchstmengen) im OWK Hafen/West weist auf ebenfalls eine negative Korrelation (fachliche Einordnung, keine Berechnung s.o.) mit der Stintabundanz (adulte) auf. Es ist darauf hinzuweisen, dass die Ergebnisse auf der Grundlage der genehmigten Höchstmengen eingeschätzt wurden und nicht auf den tatsächlich entnommenen Mengen. Ein Einfluss dieses Faktors ist aber plausibel (Kap.6.1.8).

7.2 Subadulte Stinte

Korrelationsanalyse

Folgendes kann zusammengefasst werden (Tab. 11):

- Die im Zeitraum 2000 – 2018 im OWK Hafen/West erhöhte Trübung (Daten Seemannshöft, Station D1;) zeigt für den OWK West eine deutliche negative Korrelation mit der Abundanz subadulter Stinte (NTU West FJ-SO_Ebbphase Tab. 7). Das heißt, im OWK West waren hohe Trübungswerte mit geringeren Abundanzwerten assoziiert. Für die OWK T1 und OWK Hafen ist diesbezüglich kein deutlicher Zusammenhang zu erkennen. Ob die im OWK West z.T. stark erhöhte Trübung einen unmittelbar dämpfenden Einfluss auf die Abundanz hatte

ist hier nicht zu klären, da sich in diesem Zeitraum auch andere bedeutsame Faktoren verändert haben.

- Die Unterhaltungsarbeiten (Hopperbagger, WI-Einsatz) bezogen auf die OWK T1/West/Hafen korrelieren in allen Wasserkörpern z.T. weniger deutlich, z.T. deutlich mit der Abundanz subadulter Stinte. Auf der Grundlage der Daten (Hopperbagger inkl. Sedimentfang OWK West/Hafen) ist für den OWK Hafen der Zusammenhang ausgeprägt (p = 0,04, Tab. 7).
- Mit Blick auf den Oberwasserabfluss deutet sich kein (OWK T1, OWK Hafen), z.T. ein positiver Zusammenhang (OWK West) mit der Stintabundanz (Daten OWK West) an, d.h. bezogen auf die Daten OWK West fallen höhere Stintzahlen (subadult) mit höheren Abflussmengen zusammen. Fraglich bleibt jedoch, ob hier ein direkter Zusammenhang anzunehmen ist oder sich ein indirekter Einfluss über die ebenfalls zeitlich gleichsinnige Veränderung anderer Faktoren widerspiegelt.
- Mit Blick auf das Zooplankton (Crustacea, Rotatorien) deutet sich kein Zusammenhang (Daten OWK Hafen), der einen Beitrag zur Erklärung der rückläufigen Anzahlen subadulter Stinte in der jüngeren Vergangenheit liefern könnte.

Tab. 7: Ergebnisse der Spearman Rang Korrelation differenziert nach Wasserkörpern (Datengrundlage nur Frühjahrsdaten subadulte Stinte). NTU Haf FJ und Jul = Trübung Messstation Seemannshöft Frühjahr und Sommer, NTU West FJ_SO = Trübung Messstation D1 Frühjahr und Sommer, sohnnahe Messung; WI & Hopper OWK T1 = Übergangsgewässer Wasserbedarf Wasserinjektion und Hopperbagger; Hopper + Sed-Fang OWK West/Haf = OWK West/Hafen Wasserbedarf Hopperbagger (inkl. Mengen Sedimentfang); WI & Hopper OWK West/Haf = OWK West/Hafen Wasserbedarf Wasserinjektion und Hopperbagger. Signifikanz: rot = signifikant negative Korrelation, blau = signifikant positive Korrelation.

	NTU Graue Ort Jun-Aug Max-Werte	NTU Haf FJ + Jul	NTU West FJ_SO Ebbphase	Crustacea Ind./l	Rotatorien Ind./l	WI & Hopper OWK T1	Hopper inkl. Sed-Fang OWK West/Haf	WI & Hopper inkl. Sed-Fang OWK West/Haf	Abfluss Mrz_Apr	Abfluss Mai_Juni
subadulte Stinte OWK T1 FJ-Daten										
Korrelationskoeffizient						-0,01			0,14	-0,03
gültige Fälle	-	-	-	-	-	13	-	-	19	19
einseitige Signifikanz						0,493			0,286	0,449
subadulte Stinte OWK West FJ-Daten										
Korrelationskoeffizient			-0,51				-0,04	-0,26	0,46	0,57
gültige Fälle	-	-	16	-	-	-	17	12	19	19
einseitige Signifikanz			0,021				0,45	0,21	0,02	0,01
subadulte Stinte OWK Hafen FJ-Daten										
Korrelationskoeffizient		0,35		0,18	0,28		-0,55	-0,21	-0,01	-0,04
gültige Fälle	-	10	-	10	10	-	11	9	12	12
einseitige Signifikanz		0,16		0,300	0,210		0,04	0,29	0,49	0,45

Faktoren ohne Korrelationsanalyse

Folgendes kann zusammengefasst werden:

- Der Faktor „Mühlenberger Loch“ (%-Verlust Flachwasser) wurde wie oben beschrieben nicht in die Berechnung einbezogen und wird hier fachlich eingeordnet. Analog zu den adulten Stinten ist der Rückgang der Flachwasserzonen in der Tendenz mit der Abundanz Subadulter negativ assoziiert, da heißt mit zunehmenden Flachwasserverlust ist gleichzeitig ein Rückgang der subadulten Stinte zu konstatieren. Ein Zusammenhang ist plausibel (s. Kap. 6.1.7). Am Beispiel der Fangdaten des OWK West wird die Annahme eines solchen Zusammenhangs unterstützt (Abb. 64 im Anhang).
- Der Faktor „Kühlwasserentnahme“ (genehmigte Höchstmengen, nicht berechnet, fachliche Einschätzung) in den OWK Hafen & West weist ebenfalls im Zusammenhang mit den Anzahlen der subadulten Stinten eine gegenläufige Tendenz auf (West & Hafen) auf: Höhere Entnahmemengen gehen einher mit geringeren Stintzahlen. Grundlage sind die genehmigten Kühlwasser Höchstmengen, die tatsächlichen Entnahmemengen waren vermutlich geringer. Unter Berücksichtigung von Literaturdaten ist ein Einfluss dieses Faktors plausibel (Kap. 6.1.8).

7.3 Juvenile Stinte (AG 0+)

Korrelationsanalyse

Die Ergebnisse zeigen, dass die Korrelationen der verschiedenen hier berücksichtigten Faktoren OWK-spezifisch unterschiedlich ausgeprägt sind (Tab. 8).

- Die im Zeitraum 2000 – 2017/18 im OWK T1/West/Hafen erhöhte Trübung (Stationen Grauer Ort, D1, Seemannshöft) zeigt eine unterschiedlich ausgeprägte negative Korrelation mit der Abundanz juveniler Stinte. Im OWK Hafen war dies deutlich, d.h. hohe Trübungswerte waren mit geringeren Abundanzwerten assoziiert. Für die OWK T1 und West ist diesbezüglich zwar ein negativer, aber kein deutlicher Zusammenhang zu erkennen.
- Die Unterhaltungsarbeiten (Hopperbagger, WI-Einsatz) bezogen auf die OWK T1/West/Hafen korrelieren in allen Wasserkörper unterschiedlich negativ mit der Abundanz juveniler Stinte. Auf der Grundlage der Daten (Hopperbagger inkl. Sedimentfang OWK West/Hafen und WI & Hopper OWK West/Hafen) ist der Zusammenhang für den OWK West deutlich ($p < 0,1$; Tab. 8).
- Mit Blick auf den Oberwasserabfluss deutet sich kein, z.T. ein positiver Zusammenhang (Daten OWK T1) an. Unklar bleibt, ob hier ein direkter Zusammenhang anzunehmen ist oder sich ein indirekter Einfluss über die ebenfalls zeitlich gleichsinnige Veränderung anderer Faktoren widerspiegelt
- Mit Blick auf das Zooplankton (Crustacea, Rotatorien; hier Frühjahrsdaten Zooplankton, Herbstdaten Juvenile) deutet sich kein, z.T. ein negativer Zusammenhang (Daten OWK Hafen, Tab. 8) an. Der negative Zusammenhang resultiert aus geringerer Larvenanzahl bei höherer Crustaceadichte. Daraus lässt sich schließen, dass der Faktor Nährtierdichte (im

Frühjahr) für die in jüngerer Vergangenheit rückläufige der Anzahl juveniler Stinte (im Herbst) keinen Erklärungsbeitrag liefert.

Faktoren ohne Korrelationsanalyse

Folgendes kann zusammengefasst werden:

- Der Faktor „Mühlenberger Loch“ (%-Verlust Flachwasser) zeit analog zu den übrigen AG in der Tendenz eine negativen Zusammenhang mit der Abundanz Juveniler auf. Dieser ist unter Berücksichtigung der Literaturangaben plausibel (s. Kap. 6.1.7). Am Beispiel der Fangdaten des OWK West wird die Annahme eines solchen Zusammenhangs unterstützt (Abb. 64 im Anhang).
- Der Faktor „Kühlwasserentnahme“ (genehmigte Höchstmengen) deutet ebenfalls einen negativen Zusammenhang (nicht berechnet, fachliche Einschätzung) mit der Stintabundanz (Daten OWK Hafen & West) auf. Die Erhöhung der Entnahmemenge fällt zeitlich mit rückläufigen Stintzahlen zusammen. Wenngleich nicht zu quantifizieren, ist ein Einfluss dieses Faktors aber plausibel (s. Kap. 6.1.8).

Tab. 8: Ergebnisse der Spearman Rang Korrelation differenziert nach Wasserkörpern (Datengrundlage nur Frühjahrsdaten juvenile Stinte, NTU Haf FJ und Jul = Trübung Messstation Seemannshöft Frühjahr und Sommer, NTU West FJ_SO = Trübung Messstation D1 Frühjahr und Sommer, sohnnahe Messung; WI & Hopper OWK T1 = Übergangsgewässer Wasserbedarf Wasserinjektion und Hopperbagger; Hopper + Sed-Fang OWK West/Haf = OWK West/Hafen Wasserbedarf Hopperbagger (inkl. Mengen Sedimentfang); WI & Hopper OWK West/Haf = OWK West/Hafen Wasserbedarf Wasserinjektion und Hopperbagger. Signifikanz: rot = signifikant negative Korrelation, blau = signifikant positive Korrelation. * = Zooplankton Frühjahrsdaten.

	NTU Grauer Ort Jun- Aug. Max-Werte	NTU Haf FJ + Jul	NTU West FJ_SO Ebbphase	Crustacea Ind./l	Rotatorien Ind./l	WI & Hopper OWK T1	Hopper inkl. Sed.- Fang OWK West/Haf	WI & Hopper inkl. Sed- Fang OWK West/Haf	Abfluss Mrz. Apr. nach HE
Juv Stinte OWK T1 HE-Daten									
Korrelationskoeffizient	-0,34	-	-	-	-	-0,005	-	-	0,461
gültige Fälle	15	-	-	-	-	13	-	-	19
einseitige Signifikanz	0,11	-	-	-	-	0,493	-	-	0,023
Juv Stinte OWK West HE-Daten									
Korrelationskoeffizient	-	-	-0,349	-	-	-	-0,550	-0,758	0,270
gültige Fälle	-	-	14	-	-	-	15	10	17
einseitige Signifikanz	-	-	0,110	-	-	-	0,017	0,006	0,148
Juv Stinte OWK Hafen HE-Daten									
Korrelationskoeffizient	-	-0,879	-	-0,50	0,05	-	-0,336	-0,427	0,109
gültige Fälle	-	10	-	10*	10*	-	11	12**	12
einseitige Signifikanz	-	0,000	-	0,038	0,440	-	0,156	0,083	0,368

7.4 Zusammenschau

Die Auswertungen haben gezeigt, dass sich in der Tideelbe eine Reihe von potenziellen Faktoren im Laufe der Zeit verändert haben, für die ein Einfluss auf die Fischfauna bzw. auf den Stint angenommen werden kann. Tab. 9 zeigt eine zusammenfassende Übersicht über die hier berück-

sichtigten Einflussfaktoren. Die Einordnung erfolgt vor dem Hintergrund der Ergebnisse der Korrelationsanalyse und deren fachlicher Einschätzung, da statistische Korrelationen nicht notwendigerweise auch einen kausalen Zusammenhang bedeuten müssen.

Tab. 9: Zusammenfassende Übersicht über potenzielle Einflussfaktoren im Zeitraum 2000 - 2018 und deren fachlich abgeschätzter Einfluss auf den Stintbestand in der Tideelbe. * = Spearman Rang Korrelation Berechnung; ** = keine Korrelationsberechnung, Daten fachlich eingeordnet.

Faktor	gerichtete Veränderung im Zeitraum 2000 - 2018	Tendenz im Zeitraum 2000 - 2018	direkter pot. Einfluss auf den Stint	Einfluss auf andere Faktoren	Korrelation mit Stindabundanz	Bedeutung für den Rückgang (Einschätzung)
Oberwasserabfluß	ja	abnehmend	möglich	ja, z.B. Trübung, Salzgehalt, Baggerungen, Zooplankton	positiv, z.T. signifikant *, räumlich und Altersgruppen spezifisch unterschiedlich	unklar, mittelbar über Veränderung anderer Faktoren.
Wassertemperatur	nein	keine, z.T. schwach abnehmend	möglich, Steuerung Laichwanderung, Wachstum	ja, z.B. Sauerstoff, Zooplankton	keine	nicht wahrscheinlich
Salzgehalt	schwach	schwach zunehmend v.a. ab ca. 2010/11	nicht wahrscheinlich	unklar	nicht statistisch geprüft, da keine deutlich gerichtete Veränderung	nicht wahrscheinlich
Sauerstoffgehalt	nein - schwach	keine	generell: Einfluss durch Mangelsituation	ja, Zooplankton, Prädatoren Fische	nicht statistisch geprüft, da keine deutlich gerichtete Veränderung	Einfluß durch Zunahme der O2-Mangel Situationen nicht gegeben, aber genereller Einfluss
Trübung	ja	zunehmend ab etwa 2011	ja, Nahrungsaufnahme, Habitatveränderungen	ja, Zooplankton, Prädatoren Fische, Sauerstoff	negativ, z.T. signifikant*, räumlich und AG-spezifisch unterschiedlich	(direkter) Beitrag möglich (hier nicht zu quantifizieren)
Schadstoffe	ja	z.T. rückläufig, z.T. ansteigend	möglich	ja, z.B. Prädatoren	nicht geprüft	Beitrag möglich (hier nicht zu quantifizieren)
Morphologische Veränderung - Volumen Flachwasser Mühlenberger Loch	ja	abnehmend ab 2000	ja, Habitatveränderungen, Verlust ökologischer Funktionen als Rückzugs- und	ja, Zooplankton, Prädatoren Fische, Sauerstoff	Zusammenhang plausibel, da deutlich verringerte Flachwasser sind mit rückläufigen Stintzahlen assoziiert **	Beitrag wahrscheinlich (hier nicht zu quantifizieren)
Kühlwasserentnahme - Hafen / West	ja	wechselnd temporäre Zunahme ab 2015 -17	ja, erhöhte Mortalität durch Einsaugung	ja, Zooplankton, Prädatoren Fische, Temperatur, Sauerstoff	Zusammenhang plausibel, da temporär erhöhte KW-Entnahmen mit rückläufigen Stintzahlen assoziiert **	Beitrag wahrscheinlich (hier nicht zu quantifizieren)
Kühlwasserentnahme - Übergangsgewässer	ja	abnehmend	Entlastung seit Abschaltung KKW Brunsbüttel, KKW Stade	ja, Zooplankton, Prädatoren Fische, Temperatur, Sauerstoff	negativ, z.T. signifikant *, räumlich und AG-spezifisch unterschiedlich	nicht wahrscheinlich, da KW-Entnahme im OWK T1 in jüngerer Vergangenheit rückläufig
Unterhaltungsarbeiten Hafen / West	ja	zunehmend	ja, erhöhte Mortalität Einsaugung, Habitatveränderung, Vergrämung	ja, Zooplankton, Prädatoren Fische, Trübung, Sauerstoff	negativ, z.T. signifikant *, räumlich und AG-spezifisch unterschiedlich	Beitrag wahrscheinlich (hier nicht zu quantifizieren)
Unterhaltungsarbeiten Übergangsgewässer	ja	zunehmend ab ca. 2010	ja, erhöhte Mortalität Einsaugung, Habitatveränderung, Vergrämung	ja, Zooplankton, Prädatoren Fische, Trübung, Sauerstoff	negativ, nicht signifikant*, räumlich und AG-spezifisch unterschiedlich	gewisser Beitrag möglich (hier nicht zu quantifizieren)
Nahrungsgrundlage Zooplankton	nein (Crustacea), schwach (Rotatorien)	keine, z.T. schwach abnehmend	ja, Nahrungsgrundlage juvenile Stinte/Stintlarven	unklar	auf der vorliegenden Datengrundlage nicht deutlich	Beutsamer Faktor, Einfluss in den letzten Jahren nicht zu vermuten, aber auch nicht ganz auszuschließen
Prädatoren - Fische	z.T.	keine, z.T. zunehmend	fraglich, Erhöhung der Mortalitätsrate durch Prädation	unklar	Rückgang assoziiert mit Anstieg einzelner potenzieller Prädatoren**	gewisser Beitrag möglich (hier nicht zu quantifizieren)
Prädatoren - Wirbeltiere	im Rahmen der Studie nicht analysiert					unklar
sonstiges (Fischerei)	keine Angaben	s. wahrscheinl. keine Zunahme der Befischungsintensität				unklar

Die Ergebnisse zeigen, dass die Stintzahlen abhängig vom OWK und von der Altersgruppe z.T. deutlich mit den hier betrachteten Faktoren korrelieren. Aus diesen Ergebnissen können in begrenztem Maße (s. o. Einschränkungen) Hinweise auf die Bedeutung der Faktoren für die Abundanzabnahme des Stints abgeleitet werden.

- Als bedeutsam für den Rückgang der Abundanzen des Stints ab etwa 2011 können die Faktoren „Verlust von Flachwasserbereichen im Mühlenberger Loch“, „erhöhte Trübung“, „Kühlwasserentnahmen“ und „Unterhaltungsarbeiten“ identifiziert werden (Tab. 9, orange Farbgebung). Diese Faktoren haben sich im Betrachtungszeitraum 2000 – 2017/18 mit Blick auf den Stint ungünstig verändert. Diese Veränderungen fallen zeitlich weitgehend mit der Abnahme der Stintabundanz zusammen; ein kausaler, jedoch hier nicht zu quantifizierender Zusammenhang ist plausibel.
- Zu beachten ist, dass die als bedeutsam detektierten Faktoren ihrerseits z.T. auch untereinander in Zusammenhang stehen. So sind z.B. Trübung und Unterhaltungsintensität u.a. vom Oberwasser beeinflusst. Die Trübung ist vermutlich z.T. auch durch die Unterhaltung und umgekehrt beeinflusst. Eine Übersicht über die Korrelationen der Einflussfaktoren untereinander gibt Tab. 14 im Anhang. Abb. 40 veranschaulicht in einer vereinfachten Übersicht die Einflussfaktoren auf den Stint und deren Abhängigkeiten untereinander.

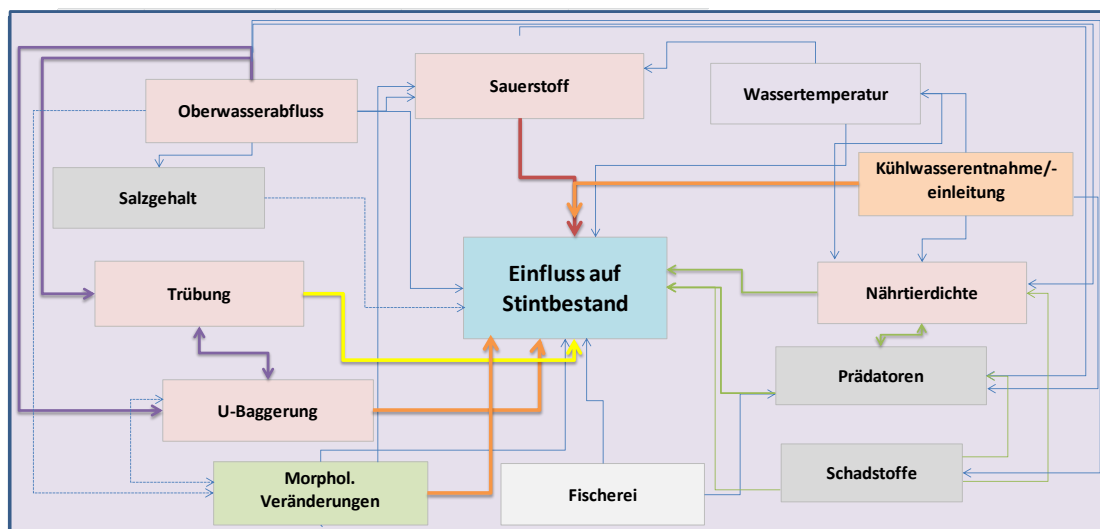


Abb. 40: Vereinfachte Darstellung potenzieller Einflussfaktoren (Pfeile) auf den Stintbestand sowie deren Interaktion untereinander (ohne Anspruch auf Vollständigkeit): Orange/Gelbe Pfeile: Faktoren die im Zeitraum 2000 – 2018 deutliche Veränderungen aufwiesen und als bedeutsamer Einflussfaktor eingeordnet wurden (s. Tab. 9). Rote Pfeile: generell bedeutender Faktor jedoch ohne gerichtete Veränderung im Zeitraum 2000 – 2018. Grün: erhöhter Einfluss möglich, aber unklar. Blaue Pfeile: Faktor mit generellem Einfluss auf Stinte sowie Beeinflussung untereinander, aber ohne deutlich bzw. relevante gerichtete Veränderung im Betrachtungszeitraum. Lila Pfeile: Faktoren die deutlich miteinander korrelieren und im Zeitraum. Quelle: eigene Darstellung

- Die Faktoren, die keine gerichtete Veränderung zwischen 2000 und 2018 zeigen (z.B. Sauerstoff, Salzgehalt, Temperatur), werden hier nicht als kausal bedeutsam für den Rückgang des Stints in den letzten Jahren beurteilt. Allerdings ist für den Faktor Sauerstoff mit den immer wieder vorkommenden ausgeprägten Mangelsituationen nicht auszuschließen, dass er kumulativ mit anderen sich aktuell verändernden Faktoren verstärkte Auswirkungen auf den Stint haben kann.

8. Schlussfolgerung

Aus den durchgeführten Analysen lässt sich Folgendes schlussfolgern:

- Ein Teil der analysierten potenziellen abiotischen und biotischen Einflussfaktoren zeigt im Zeitraum 2000 – 2018 deutliche Tendenzen, die v.a. durch stärker veränderte Werte etwa ab 2010 hervorgerufen werden.
- Die potenziellen Einflussfaktoren „Verlust von Flachwasserbereichen im Mühlenberger Loch“, „Kühlwasserentnahmen“ und „Unterhaltungsarbeiten“ sowie möglicherweise der Faktor „erhöhte Trübung“ können einen Einfluss auf die in den letzten Jahren abnehmenden Abundanzen des Stints gehabt haben. Ein möglicher Einfluss der Schadstoffbelastung ist nicht sicher auszuschließen. Die Einordnung basierte für einige Faktoren auf den Ergebnissen durchgeführter Korrelationsanalysen und fachlicher Einordnung sowie für andere Faktoren auf ausschließlich fachlicher Einschätzung. Die begrenzte räumliche und zeitliche Konsistenz der Daten schränkt die statistische Aussagesicherheit ein. Es sei des Weiteren angemerkt, dass statistische Korrelationen nicht notwendigerweise einen kausalen Zusammenhang bedeuten, ein Einfluss dieser Faktoren ist aus fachlicher Sicht aber plausibel.
- Die quantitative Bedeutung der o.g. Faktoren für den Rückgang des Stints in der inneren Unterelbe ist auf der Grundlage der vorliegenden Daten nicht zu bestimmen (unklare Wirkungsschwellen; gegenseitige Beeinflussung einzelner Einflussfaktoren). Es ist von einem kumulativen Zusammenwirken dieser und möglicherweise weiterer Faktoren auszugehen. Auf den Faktor „normale Variabilität der Fischbestände“ wurde in Teil 1 hingewiesen.
- Die Faktoren „Unterhaltungsarbeiten“ und „erhöhte Trübung“ sind deutlich negativ mit einem geringen Oberwasser korreliert.
- Es ist nicht auszuschließen, dass schon länger vorhandene Belastungssituationen wie ein „ausgeprägter Sauerstoffmangel“ (z.B. <3 mg/l) oder die Schadstoffbelastung kumulativ nunmehr verstärkt wirksam werden.
- Deutliche Hinweise, dass dem Nährtierangebot für Stintlarven in den letzten Jahren ein dämpfender Einfluss zugekommen ist, sind nicht erkennbar. Dies ist aber mit Blick auf die eingeschränkte Datengrundlage nicht sicher zu beurteilen.
- Ein Einfluss „moderner“, in ihren Wirkungen weitgehend unerforschter Schadstoffe kann nicht sicher ausgeschlossen werden.
- Insgesamt unterliegt der Stintbestand also multiplen Stressoren, deren Beeinträchtigungsintensität im Betrachtungszeitraum z.T. deutlich zugenommen hat.

Insgesamt sind für ein besseres Verständnis der Bestandsdynamik vor dem Hintergrund der Belastungskulisse und für daraus abzuleitende Maßnahmen zum Schutz des Stintbestandes in der Elbe noch Wissenslücken zu füllen.

9. Analyse der Abundanzveränderungen des Stints: nächste Schritte

In Teil 1 der Studie ist die Veränderung der Abundanzen des Stints in den letzten 19 Jahren in der hamburgischen Tideelbe analysiert worden und ein Rückgang besonders für jüngere Stadien deutlich geworden. In Teil 2 sind als Einflussfaktoren der „Verlust von Flachwasserbereichen im Mühlenberger Loch“, „Kühlwasserentnahmen“ und „Unterhaltungsarbeiten“ sowie möglicherweise der Faktor „erhöhte Trübung“ auf die in den letzten Jahren abnehmenden Abundanzen des Stints plausibel geworden. Allerdings konnte im Rahmen des Teils 2 der Studie die quantitative Bedeutung dieser Faktoren für die abnehmenden Abundanzen noch nicht eingeschätzt werden.

Dazu ist eine Auseinandersetzung mit folgenden Aspekten erforderlich (ohne Anspruch auf Vollständigkeit):

- (1) Wirkungen des Verlusts von Flachwasserbereichen im Mühlenberger Loch (Quantifizierung der Funktion den FWZ; dies kann anhand vorliegender älterer Untersuchungen erfolgen).
- (2) Wirkschwellen für erhöhte Schwebstoff-Konzentrationen (Quantifizierung der Auswirkungen der aktuellen S-Konzentrationen anhand von Literaturdaten und Laborversuchen).
- (3) Quantifizierung der Verluste durch die Unterhaltungsbaggerei (Berechnung anhand der Daten zum Wasserverbrauch, der vertikalen und longitudinalen Lage der Wasserentnahme und der vorliegenden Daten zur Verteilung von Eiern, Larven und Jungfischen).
- (4) Quantifizierung der Verluste durch Kühlwasserentnahmen v.a. im Bereich der Laich- und Aufwuchsareale (anhand von Daten, sofern solche zur Verfügung stehen).
- (5) Bedeutung des Hafens inkl. der Hafenbecken für den Stint (Untersuchung zum Vorkommen von Eiern, Larven und Jungfischen in den Hafenbecken).
- (6) Verortung von Laich- und Aufwuchsplätzen (Untersuchung zum Vorkommen von Eiern, Larven und Jungfischen in den verschiedenen Abschnitten der oberen Tideelbe).
- (7) Stellung des Stints im Nahrungsnetz (u.a. Untersuchung der Bedeutung potenzieller Prädatoren)
- (8) ggf. Entwicklung eines „Stint Bestandsmodell“

Literatur

- ARGE ELBE, 2000-2005: Ergebnisse der Hamenbefischungen in der Unterelbe aus den Jahren 2000-2005. Hamburg, Wassergütestelle Elbe.
- ARULA, T. & H. SHPILEV, 2015: Early ontogenesis of European smelt (*Osmerus eperlanus*) in variable environments. Annual Larval Fish Conference, Wien.
- ARZBACH, H.H., 1987: Fischereibiologische Untersuchungen im Tidebereich der Stör. Diplomarbeit Universität Hamburg.
- BIOCONSULT, 2007: Situation of the smelt (*Osmerus eperlanus*) in the Ems estuary with regard to the aspects of spawning grounds and recruitment. AG RWS – Rijksinstituut voor Kust en Zee (RWS – RIKZ), Netherlands. Interreg-Projekt HARBASINS
- BIOCONSULT, 2019a: Analyse längerfristiger Daten zur Abundanz verschiedener Altersklassen des Stints (*Osmerus eperlanus*) im Elbästuar und den anderen Wattenmeerästuar. Stiftung Lebensraum Elbe, Hamburg.
- BIOCONSULT, 2019b: Definition der fischfaunistischen Referenzgemeinschaft (ökologischer Zustand) für die Gewässertypen 22.3 und 20 der Tideelbe. AG: NLWKN Stade.
- BIOCONSULT, 2019c: Erfassung der Fischfauna der niedersächsischen Küstengewässer – ein Beitrag zum Monitoring der nach der FFH-Richtlinie relevanten Fischarten und Beitrag zur Meeresstrategie-Richtlinie - Hamenbefischungen Küstenmeer. AG: Nationalparkverwaltung „Niedersächsisches Wattenmeer“.
- BIRZLE, C., BLUTKE, A., FERLING, H., SCHOLZ, K. WANKE, R. & J. SCHWAIGER, 2014: Diclofenac – eine Gefahr für die Fischgesundheit? Abstract für die XV. Gemeinschaftstagung der European Association of Fish Pathologists. Starnberg, 8.-11.10.2014: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.). ARGE ELBE (2004): Gewässergütebericht der Elbe 2003. - Wassergütestelle Elbe, Hamburg: 30 S.
- BONNE, G., 1900: Verunreinigung der Gewässer. - Bericht 15. Generalversammlung d. Westdeutschen Fischerei-Verbandes, Hannover, Göhmansche Buchdruckerei.
- BRODIN, T., PIOVANO, S., FICK, J., KLAMINDER, J. HEYNEN, M. & M. JONSSON, 2014: Ecological effects of pharmaceuticals in aquatic systems - impacts through behavioural alterations. Phil. Trans. R. Soc. B 369.
- BSU – Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt der Freien und Hansestadt Hamburg, 2015: Hamburger Beitrag zum Bewirtschaftungsplan der Flussgebietsgemeinschaft Elbe (Textteil und Karten). Online: <https://www.hamburg.de/wrrl/4237812/download-wrrl-berichte/>
- COSTA, M.J., H.N. CHABRAL, P. DRAKE, A.N. ECONOMOU, C. FERNANDEZ-DELGADO, L. GORDO, J. MARCHAND & R. THIEL, 2002: Recruitment and production of commercial species in estuaries. *Fishes in Estuaries*, Blackwell Science, Oxford: 54 – 123.
- COSTELLO, M., M. ELLIOTT & R. THIEL, 2002: Endangered and rare Species. - In: ELLIOTT, M. & HEM-INGWAY (Hrsg.), *Fishes in Estuaries*, Blackwell Science, Oxford: 217-262.

- DÄNHARDT, A., 2014: Erfassung der Fischfauna der niedersächsischen Küstengewässer unter Einsatz von Ankerhamen als Beitrag zum Monitoring der nach der FFH-Richtlinie relevanten Fischarten und als Beitrag zur Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie, Deskriptoren 1 (Biodiversität) und 4 (Nahrungsnetz). - Projektabschlussbericht im Auftrag der Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer. Buchholz in der Nordheide, 63 Seiten.
- DÄNHARDT, A., 2016: Erfassung der Fischfauna der niedersächsischen Küstengewässer unter Einsatz von Ankerhamen als Beitrag zum Monitoring der nach der FFH-Richtlinie relevanten Fischarten und als Beitrag zur Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie, Deskriptoren 1 (Biodiversität) und 4 (Nahrungsnetz). - Projektabschlussbericht 2016 im Auftrag der Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer. Jesteburg/Lüllau, 49 Seiten.
- DAVIES-COLLEY, R., B. WILCOCK, S. CLEARWATER & C. HICKEY, 2013: National Objectives Framework - Temperature, Dissolved Oxygen & pH. Proposed thresholds for discussion. - Report: National Institute of Water & Atmospheric Research Ltd., o. S.
- ELSHOUT, P. M. F., L. M. D. PIRES, R. S. E. W. LEUVERN, S. E. W. BONGA & A. J. HENDRIKS, 2013: Low oxygen tolerance of different life stages of temperate freshwater fish species. - Journal of Fish Biology (2013) 83: 190-206.
- ESSINK, K., C. DETTMANN, H. FARKE, K. LAURSEN, G. LÜERBEN, H. MARENCIC & W. WIERSINGA, 2005: Wadden Sea Quality Status Report 2004. - Wadden Sea Ecosystem No. 19, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven: 359 S.
- FGG ELBE - Flussgebietsgemeinschaft Elbe, 2014: Hintergrunddokument zur wichtigen Wasserbewirtschaftungsfrage „Reduktion der signifikanten stofflichen Belastungen aus Nähr- und Schadstoffen“, Teilaspekt Schadstoffe. Geschäftsstelle der FGG Elbe (Hrsg.).
- FGG ELBE - Flussgebietsgemeinschaft Elbe, 2017: Überblick zur Schadstoffsituation im Elbeeinzugsgebiet. Auswertung des Koordinierten Elbemessprogramms der Jahre 2012 bis 2014. Geschäftsstelle der FGG Elbe (Hrsg.).
- FGG ELBE - Flussgebietsgemeinschaft Elbe, 2019: Anhörung zu den wichtigen Wasserbewirtschaftungsfragen für die Aufstellung des Bewirtschaftungsplans WRRL für den dritten Bewirtschaftungszeitraum in der FGG Elbe. Online: <https://www.fgg-elbe.de/anhoeerung/wichtige-wasserbewirtschaftungsfragen-2020.html>
- FICKERT, M. & T. STROTHMANN (2007): Hydrodynamische Entwicklung der Tideelbe. G. Gönnert, B. Pflüger & J.-A. Bremer. Von der Geoarchäologie über die Küstendynamik zum Küstenzonenmanagement. Coastline Reports 9 (2007), 59 – 68
- FUDA, K.M., B.M. SMITH, M.P. LESSER, B.J. LEGARE, A.R. BREIG, R.B. STACH & D.C. BERLINSKY, 2007: The effects of environmental factors on rainbow smelt *Osmerus mordax* embryos and larvae. Fish Biology 71, Issue 2, 539 – 549.
- GAUMERT, T., 2002: Historischer Zustand der Elbe bei Hamburg. Wassergütestelle Elbe, Hamburg.
- HUTCHINSON, P., 1983: The ecology of smelt, *Osmerus eperlanus*, from the River Thames and the River Cree. University of Edinburgh

- IKSE – Internationale Kommission zum Schutz der Elbe, 2019: Ableitung eines Sedimentqualitätsindex der IKSE. Online: https://www.ikse-mkol.org/fileadmin/media/user_upload/D/04_Themen/02_Gewasserguete/IKSE_SQI_300419.pdf
- JAGER, Z. & K. BETTELS, 1999: Ecologisch profiel van de anadrome spiering. RIKZ, Haren.
- KAFEMANN, R., R. THIEL & A. SEPULVEDA, 1996: Die fischökologische Bedeutung der Nebenstromgewässer der Unterelbe. *Archiv f. Hydrobiologie*, 110, 199-214.
- KAUSCH, H., 1996: Die Elbe – ein immer wieder veränderter Fluss. - In LOZAN & KAUSCH: Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren, 43-52. Parey Buchverlag Berlin.
- KIfL – Kieler Institut für Landschaftsökologie -, 2010: Integrierter Bewirtschaftungsplan Elbeästuar - Teilgebiet Hamburg und Schleswig-Holstein. Schleswig-Holstein, Hamburg.
- KIMMERER, W.J., 2002: Physical, Biological, and Management Responses to Variable Freshwater Flow into the San Francisco Estuary. *Estuaries* Vol. 25, No. 6B, p. 1275–1290
- KÖHLER, A., 1981: Fluktuationen der Fischfauna im Elbeästuar als ein Indikator für ein gestörtes Ökosystem. *Helgoländer Meeresunters.* 34, 263 – 285.
- KOTTELAT, M. & J. FREYHOF, 2007: Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany.
- KRIEG, H.-J., 2010: Literaturstudie zu den Auswirkungen von Kühlwasserentnahme und –einleitung auf das aquatische Milieu des Elbeästuars - unter besonderer Berücksichtigung von Biomassenschädigungen des Phytoplanktons, des Zooplanktons und der Fischeier und Fischlarven sowie die Folgen auf den Sauerstoffhaushalt. AG: KOR-TEL FHH NI, SH – FH Hamburg/BSU,WG Elbe.
- LADIGES, W., 1935: Über die Bedeutung der Copepoden als Fischnahrung im Unterelbegebiet. *Z. Fischerei* 33, 1-84.
- LILLELUND, K., 1961: Untersuchungen über die Biologie und Populationsdynamik des Stintes. *Archiv für Fischereiwissenschaft* 12, Beiheft: 1-128.
- LIMNOBIOS, 2009: Fischlarvenaufkommen beim Sedimentfang Wedel. AG: HPA.
- LOZAN, J.L., C. KÖHLER, H-J. Scheffel & H. STEIN, 1996: Gefährdung der Fischfauna der Flüsse Donau, Elbe, Rhein und Weser. Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren, Hrsg.: Lozan & Kausch, Parey Verlag, 217-227.
- LUCAS, M. & E. BARAS, 2001: Migration of Freshwater Fishes. *Smelts*, S. 186. Blackwell Science
- MAGATH, V. & R. THIEL, 2013: Stock recovery, spawning period and spawning area expansion of the twaite shad *Alosa fallax* in the Elbe estuary, southern North Sea. - *Endangered Species Research* Vol. 20: 109-119.
- MATTHIESEN, L. & R. THIEL, 2019: Growth rate and hatch date distribution of European Smelt (*Osmerus eperlanus* L.) larvae in the Elbe estuary estimated by otolith microstructure analysis. Hamburg, Swimway Wadden Sea Conference 2019, Poster Universität Hamburg.
- MOHR, E., 1941: Handbuch der Binnenfischerei Mitteleuropas. Hrsg.: Demoll & Maier, Band III, 7. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart

- MÖLLER, H., 1983: A survey of fish stocks of the lower Elbe River. CM 1983 / E: 48, Marine Environmental Quality Committee. Ref: anadromous and catadromous fish Committee.
- MÖLLER, H., 1988: Fischbestände und Fischkrankheiten in der Unterelbe 1984 – 1986. AG: ARGE Elbe, ISBN 3-923890-06-0.
- MÖLLER, H. & U. SCHOLZ, 1991: Avoidance of oxygen-poor zones by fish in the Elbe River. – Journal of Applied Ichthyology 7: 176-182
- MÖLLER, H., 1991: Der Zustand der Fischfauna der Elbe. - Fischökologie 4: 23-44.
- NELLEN, W. & D. SCHNACK, 1975: Sampling problems and methods of fish eggs and larvae investigation with special reference to inland waters. EIFAC-Techn. Papers 23, Suppl. 1, Vol. 2, 538-551.
- NETZBAND, A., 2007: Sediment Management: An essential element of River Basin Management Plans. Report on the SedNet Round Table Discussion; Venice, 22-23 Nov. 2006.
- OESMANN, S. UND PEZENBURG, M., 2007: Vorhaben Kraftwerke Brunsbüttel und Stade-Bützfleth. Teilbeitrag Fischlarven. Electrabel Deutschland AG, 28 S.
- QUELLET, P. & J.J. DODSON, 1975: Dispersion and retention of anadromous rainbow smelt (*Osmerus mordax*) larvae in the Middle Estuary of the St. Laurence River. Can. J. Fish. Aqu. Sc. 42, 2, 332-341.
- ROCHARD, E., 2019: Gironde estuary and global changes, challenges in biodiversity conservation. Presentation Criewen October 2019.
- SCHEFFEL, H. J., 1988: Untersuchungen zum Jungfischauftreten in der Bremer Unterweser. Unveröffentlicht.
- SCHEFFEL, H. J., 1989: Bestimmungsschlüssel für Fischlarven in der Unterweser. Diplomarbeit Universität Bremen.
- SCHUCHARDT B. & SCHOLLE J., 2017: Estuaries. In: Wadden Sea Quality Status Report 2017. Eds.: Kloepper S. et al., Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany. Last updated 21.12.2017. Downloaded DD.MM.YYYY. qsr.waddensea-worldheritage.org/reports/estuaries
- SCHUCHARDT, B., M. MÜLLER & M. SCHIRMER, 1989: Veränderungen im Sauerstoff-Haushalt der Unterweser nach der Reduzierung kommunaler und industrieller Einleitungen. - Deutsche Gesellschaft für Meeresforschung 33 (3/4): 98-103.
- SCHULZE, S., 2005: Untersuchungen über den Laichfischbestand und die Reproduktion der Finte (*Alosa fallax fallax*, Lacapède, 1803) in der Unterweser. - Diplomarbeit Universität Bremen: 93 S.
- SCHWAIGER, J. & H. FERLING, 2014: Estrogen wirksame Stoffe in den Gewässern – eine Bedrohung für Fische? Gemeinschaftstagung der European Association of Fish Pathologists. Starnberg, 8.-11.10.2014: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.).
- SEPÚLVEDA A., 1994: Daily growth increments in the otoliths of European Smelt *Osmerus eperlanus* larvae. Marine Ecology Progress Series 108 (1): 33-42

- SEPÚLVEDA, A., R. THIEL & W. NELLEN, 1993: Distribution patterns and production of early life stages of European smelt, *Osmerus eperlanus*, from the Elbe River. - ICES Statutory Meeting 1993. C.M. /M: 39.
- SUMMER, L., 2015: As Delta Smelt Nears Extinction, New Concerns Emerge Over Dredging. www.kqed.org/science/30191.
- THIEL R., 2001: Spatial gradients of food consumption and production of juvenile fish in the lower River Elbe. *Large Rivers*: 441-462
- THIEL, R. & PEZENBURG, M., 2001: Einfluss gewässerbaulicher Maßnahmen auf die Funktion des Mühlenberger Lochs als Laich- und Aufwuchsgebiet für Fische. – Gutachten im Auftrag der Umweltbehörde Hamburg, 96 S.
- THIEL, R. & R. THIEL, 2015: Atlas der Fische und Neunaugen Hamburgs. Hrsg. Freie und Hansestadt Hamburg
- THIEL, R., 2014: Zur Bedeutung des Wassers als Lebensraum am Beispiel der Fischfauna in der Tideelbe. PPT-Präsentation, Hamburg.
- THIEL, R., A. SEPULVEDA, R. KAFEMANN & W. NELLEN, 1995: Environmental factors as forces structuring the fish community of the Elbe estuary. *Journal of Fish Biology*, 46, 47 – 69.
- THIEL, R., H. CABRAL & M.J. COSTA, 2003: Composition, temporal changes and ecological guild classification of the ichthyofauna of large European estuaries - a comparison between the Tagus (Portugal) and the Elbe (Germany). *J. Appl. Ichthyol./ Z. Angew. Ichthyol.*, Vol. 19 (Spec. Iss.), no. 5, pp. 330-342.
- TURNPENNY, A.W.H., CLOUGH, S.C., HOLDEN, S.D.J., BRIDGES, M., BIRD, H., O'KEEFFE, N., JOHNSON, D., EDMONDS, M. & C. HINKS, 2004: Thames Tideway Strategy: experimental studies on the dissolved oxygen requirements of fish. Babtie Aquatic Contractors report to the Thames Tideway Strategy Group, Report No. FCR 374/04, April 2004
- TURNPENNY, A.W.H., J. COUGHLAN & K. LINEY, 2006: Review of Temperature and Dissolved Oxygen Effects on Fish in Transitional Waters. Jacobs Babtie report, client: Environment Agency (NEECA 2), London.
- UBA – Umweltbundesamt - 2018: Antibiotika und Antibiotikaresistenzen in der Umwelt. Hintergrund, Herausforderungen und Handlungsoptionen.- Hintergrundbericht Oktober 2018.
- VORBERG, R., 2018: Monitoring der Fische im schleswig-holsteinischen Wattenmeer. Untersuchungen zum Vorkommen und zur Verteilung der Fische in der Meldorfer Bucht und im Hörnum Tief. Jahresbericht 2018. – Im Auftrag der Nationalparkverwaltung – LKN Schleswig Holstein. 46. S.
- WETZEL, A., WAHRENDORF, D & P. VON DER OHE, 2013: Sediment Pollution in the Elbe estuary and its potential toxicity at different trophic levels. *Science of the Total Environment* 449 (2013), 199-207.
- WGE - Wassergütestelle Elbe – 2007a: Steckbrief Typ 22.3 (Subtyp Tideelbe): Ströme der Marschen WGE, Hamburg.
- WGE - Wassergütestelle Elbe – 2007b: Steckbrief Typ 20 (Subtyp Tideelbe): Sandgeprägter, tidebeeinflusster Strom des Tieflandes. WGE, Hamburg.

Anhang

Stintlarven

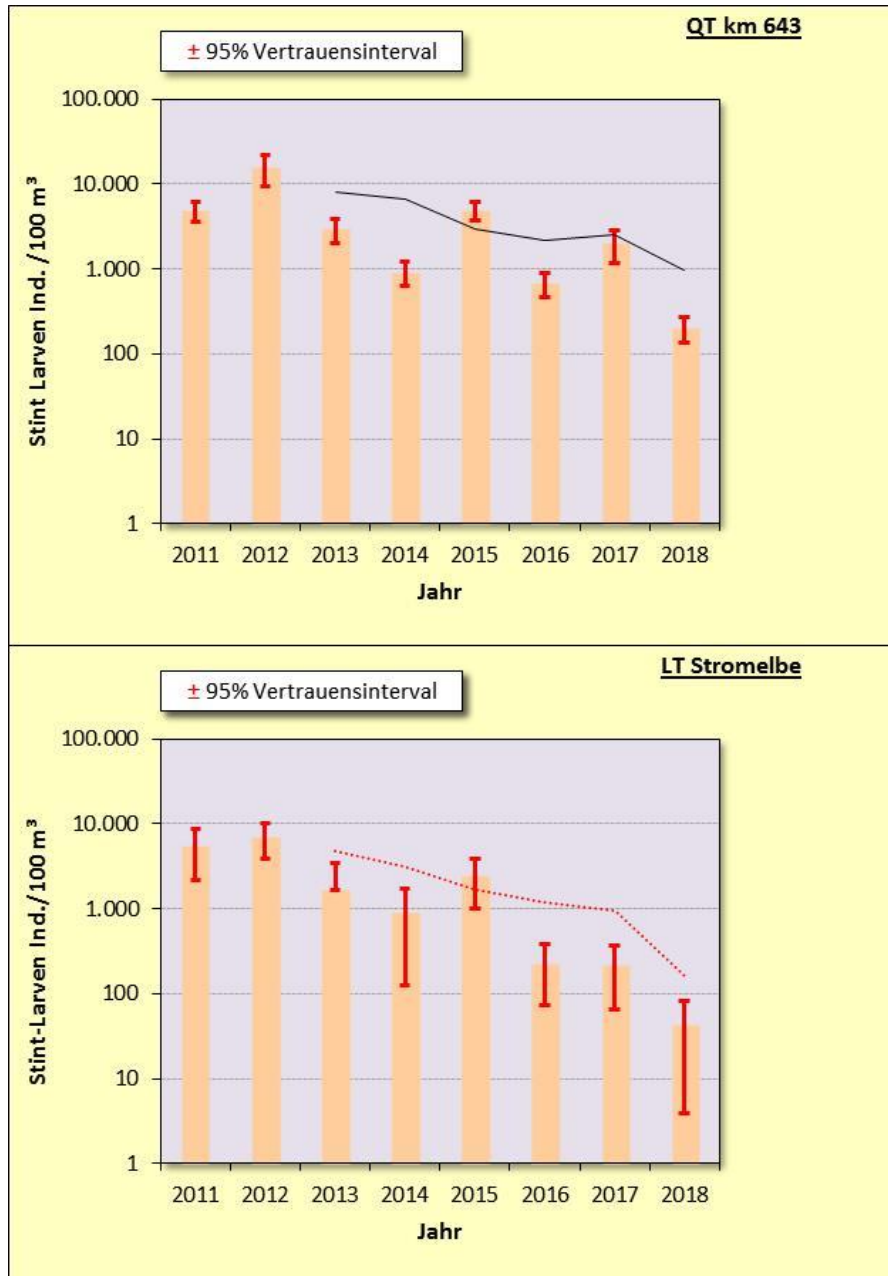


Abb. 41: Mittlere Stintlarvendichte (Ind./100 m³/a) bei km 643 (Quertransekt, QT) sowie im Längsverlauf (LT) der Tidelbe (km 630 – 680) im Zeitraum 2011 – 2018. Quelle: WRRL-Fintenmobitoring WSA Hamburg.

Stinte im Küstenmeer

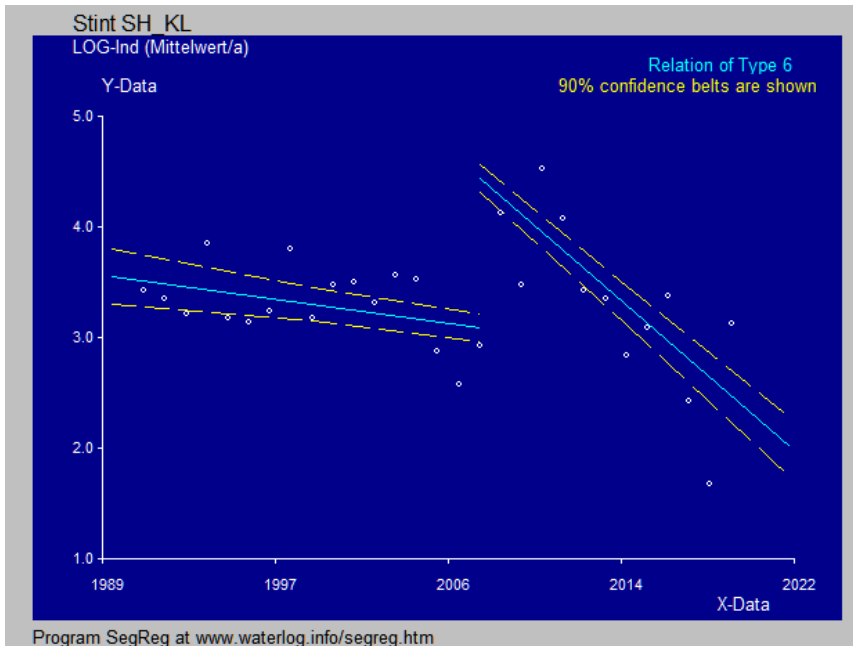


Abb. 42: Segmentierte Regression, Grundlage Stintfangzahlen 1991 – 2019 (SH-Kronenloch, Datenquelle R. Vorberg).
Regressionstyp 6: zwei unterbrochene Abschnitte mit unterschiedlicher Steigung.

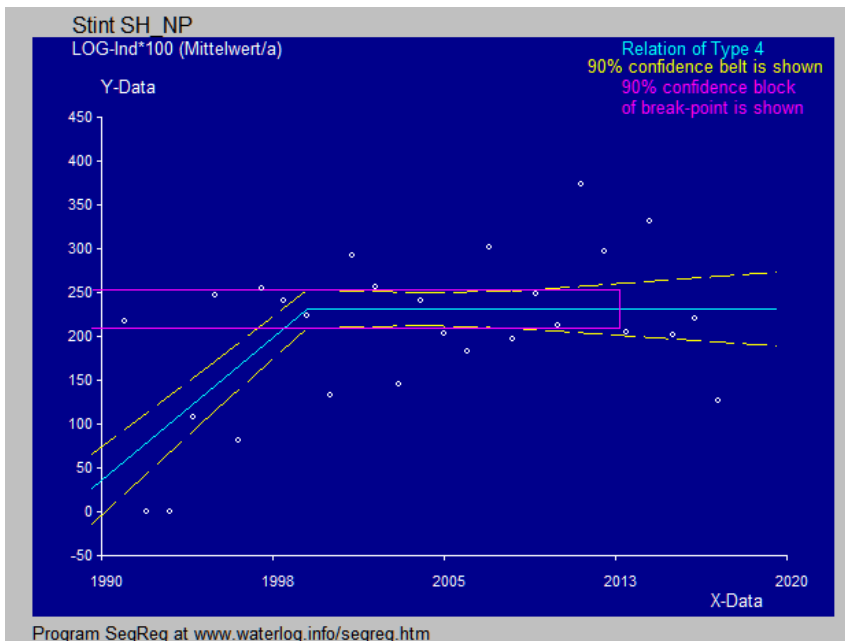


Abb. 43: Segmentierte Regression, Grundlage Stintfangzahlen 1991 – 2019 (SH-Norderpiep, Datenquelle R. Vorberg).
Regressionstyp 4: Abschnitt mit aufsteigender Regressionsgerade folgend von einem Abschnitt mit horizontaler Gerade.

Die Abbildungen zeigen unterschiedliche Entwicklungen an den Fangorten (SH-Kronenloch und Norderpiep). Während die Kronenlochdaten ab etwa 2009/10 rückläufig sind, ist dies bei Norderpiep nicht der Fall. Gründe für diese Unterschiede sind im Rahmen der vorliegenden Studie nicht zu benennen.

Oberwasserabfluss

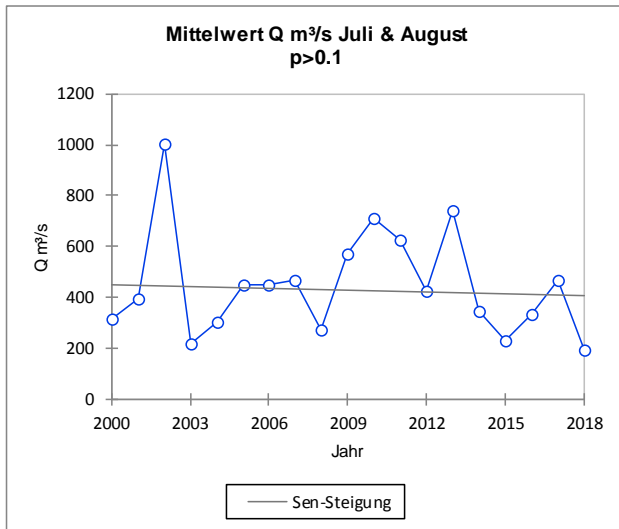


Abb. 44: Entwicklung des Oberwasserabflusses in der Elbe in den Jahren 2000 – 2019 in den Sommermonaten Juli und August. Daten Pegel Neu Darchau

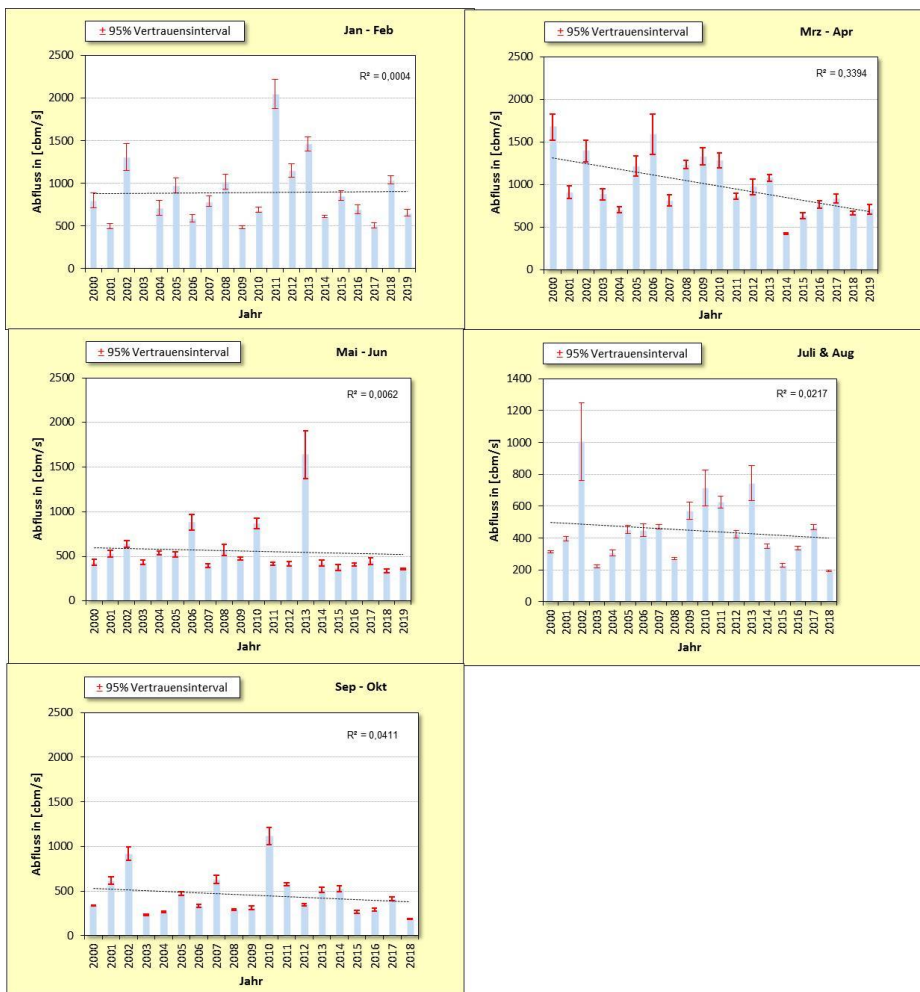


Abb. 45: Mittlere Abflusswerte der Elbe differenziert für verschiedene saisonale Zeiträume. Daten: Pegel Neu Darchau.

Wassertemperatur

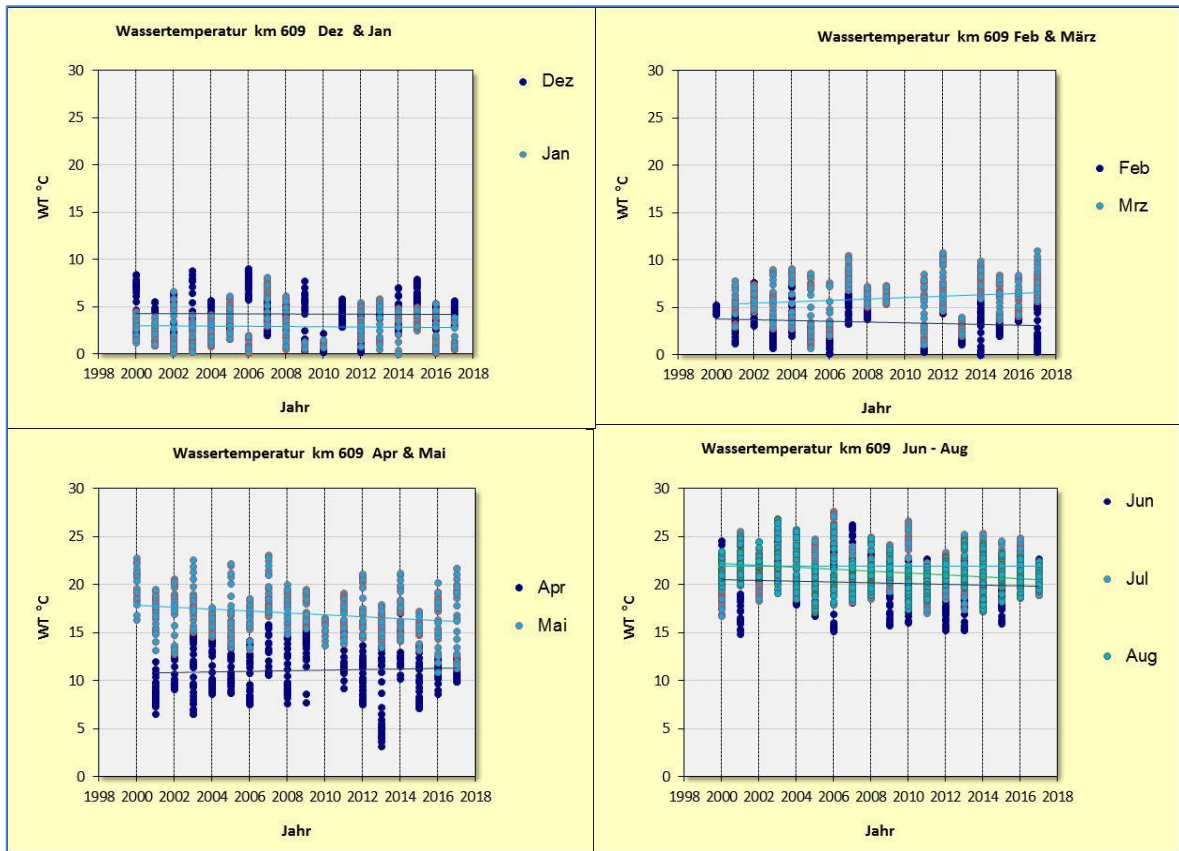


Abb. 46: Wassertemperaturen im OWK Ost (MS Bunthaus km 609) im Zeitraum von 2000 – 2017, saisonal differenziert. Datengrundlage: Tagesmittelwerte.

Tab. 10: Wassertemperatur Jahresmittel differenziert für verschiedene saisonale Zeiträume, Messstation Seemannshöft km 628 Tideelbe.

Messstation Seemannshöft km 628 (Mittelwerte °C)				
Jahr	Dez. - Feb.	Mrz. - Apr.	Mai	Jun. - Aug.
2000	5,1	8,8	19,6	19,8
2001	3,5	6,9	16,9	20,6
2002	3,4	8,2	16,5	21,0
2003	3,2	7,6	16,8	22,4
2004	3,7	8,5	15,4	20,5
2005	3,4	7,6	15,6	20,3
2006	3,6	6,1	13,4	23,1
2007	5,2	10,0	18,0	21,7
2008	3,9	7,8	17,6	20,4
2009	2,1	10,1	16,6	20,3
2010	0,5	7,7	13,5	21,1
2011	3,2	7,3	16,5	19,9
2012	2,7	8,5	16,6	20,2
2013	3,2	5,4	15,4	20,8
2014	3,9	10,3	16,0	21,2
2015	4,7	8,5	15,1	20,2
2016	4,2	8,7	15,9	21,2
2017	3,4	9,3	15,5	20,6
Tendenz 2000 - 2017	keine	graduell steigend	graduell rückläufig	keine



Abb. 47: Wassertemperaturen im OWK Hafen (MS Seemannshöft km 628) im Zeitraum von 2000 – 2017, saisonal differenziert. Datengrundlage: saisonale Jahresmittelwerte.

Tab. 11: Wassertemperatur Jahresmittel differenziert für verschiedene saisonale Zeiträume, Messstation Grauer Ort km 628 Tidelbe.

Messstation Grauer Ort km 660 (Mittelwerte °C)				
Jahr	Dez. - Feb.	Mrz. - Apr.	Mai	Jun. - Aug.
2000	5,7	9,1	18,9	19,4
2001	3,6	6,4	16,1	20,5
2002	4,3	8,4	16,0	20,8
2003	3,3	7,6	16,1	22,0
2004	3,6	7,5	14,7	19,4
2005	3,4	7,0	14,7	19,7
2006	3,9	5,6	15,6	21,4
2007	4,8	9,4	16,4	20,2
2008	3,8	7,4	17,0	20,0
2009	2,2	8,8	15,7	19,7
2010	0,3	7,0	12,9	20,7
2011	2,9	7,7	15,6	19,2
2012	2,8	7,8	15,2	19,3
2013	3,3	4,9	15,2	20,9
2014	3,9	9,6	15,8	20,7
2015	4,8	8,0	14,3	19,8
2016	4,2	8,1	14,9	20,7
2017	3,2	8,9	14,4	20,2
2018	4,2	6,6	17,7	21,7
Tendenz 2000 - 2017	graduell rückläufig	keine	graduell rückläufig	keine

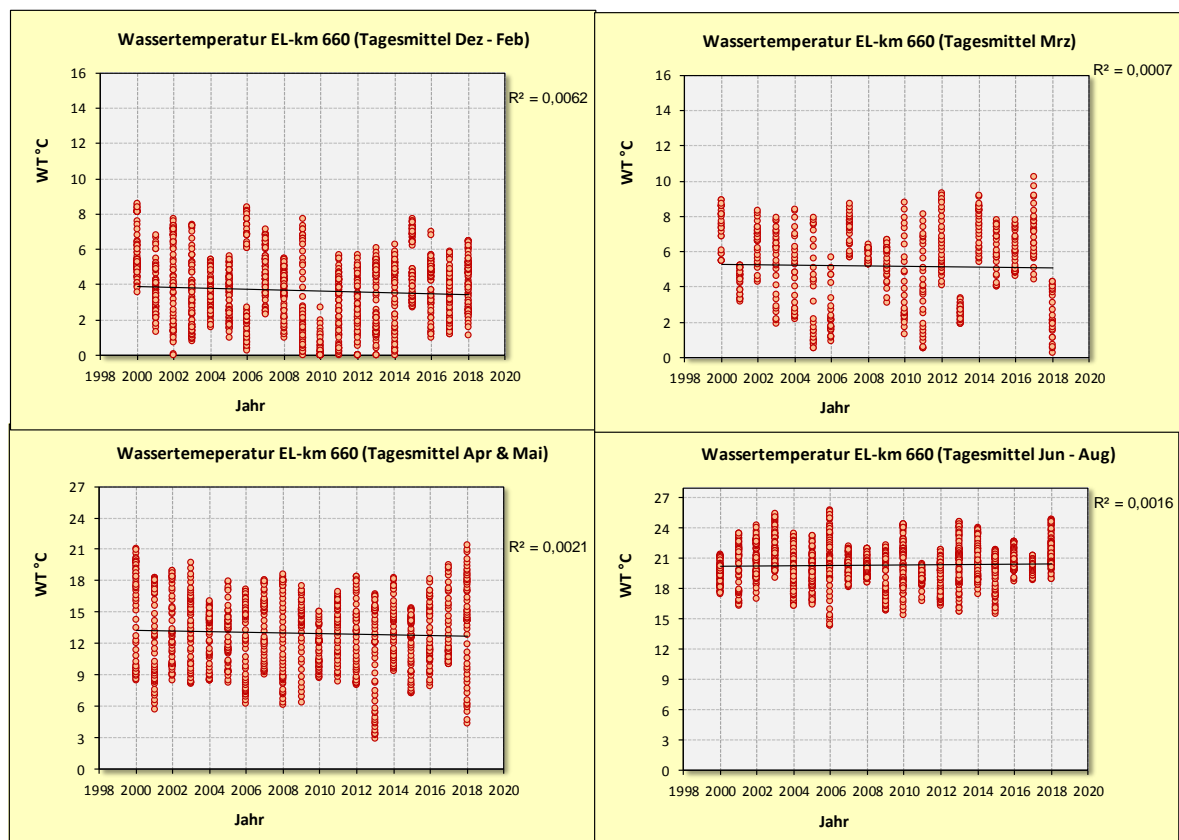


Abb. 48: Wassertemperaturen im Übergangsgewässer (MS Grauer Ort km 660) im Zeitraum von 2000 – 2017, saisonal differenziert. Datengrundlage: Tagesmittelwerte.

Sauerstoff

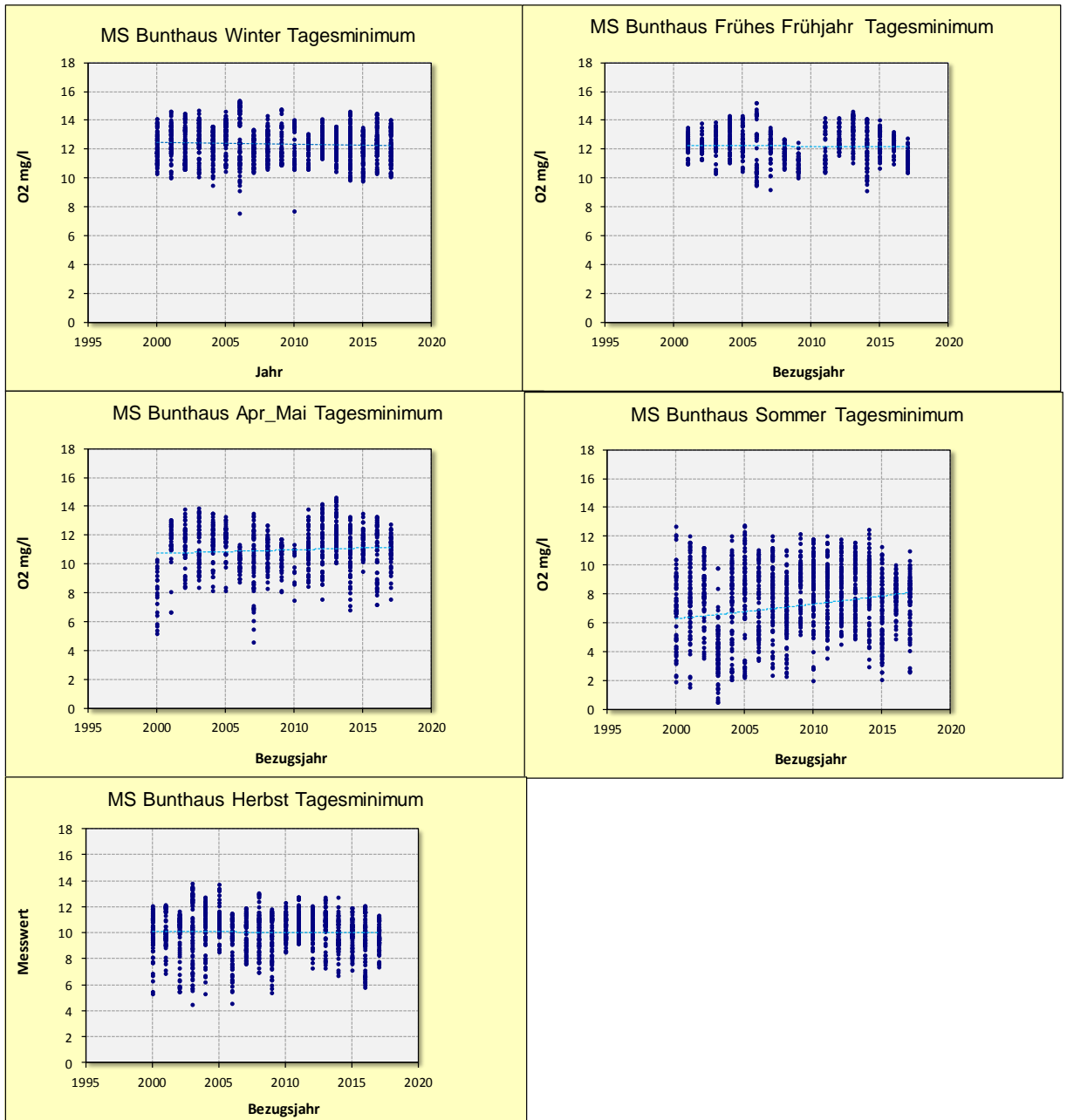


Abb. 49: Sauerstoffgehalte (Tagesminima) im Tideelbeabschnitt oberhalb Hamburgs in den Jahren 2000 – 2017, differenziert für verschiedene saisonale Zeiträume

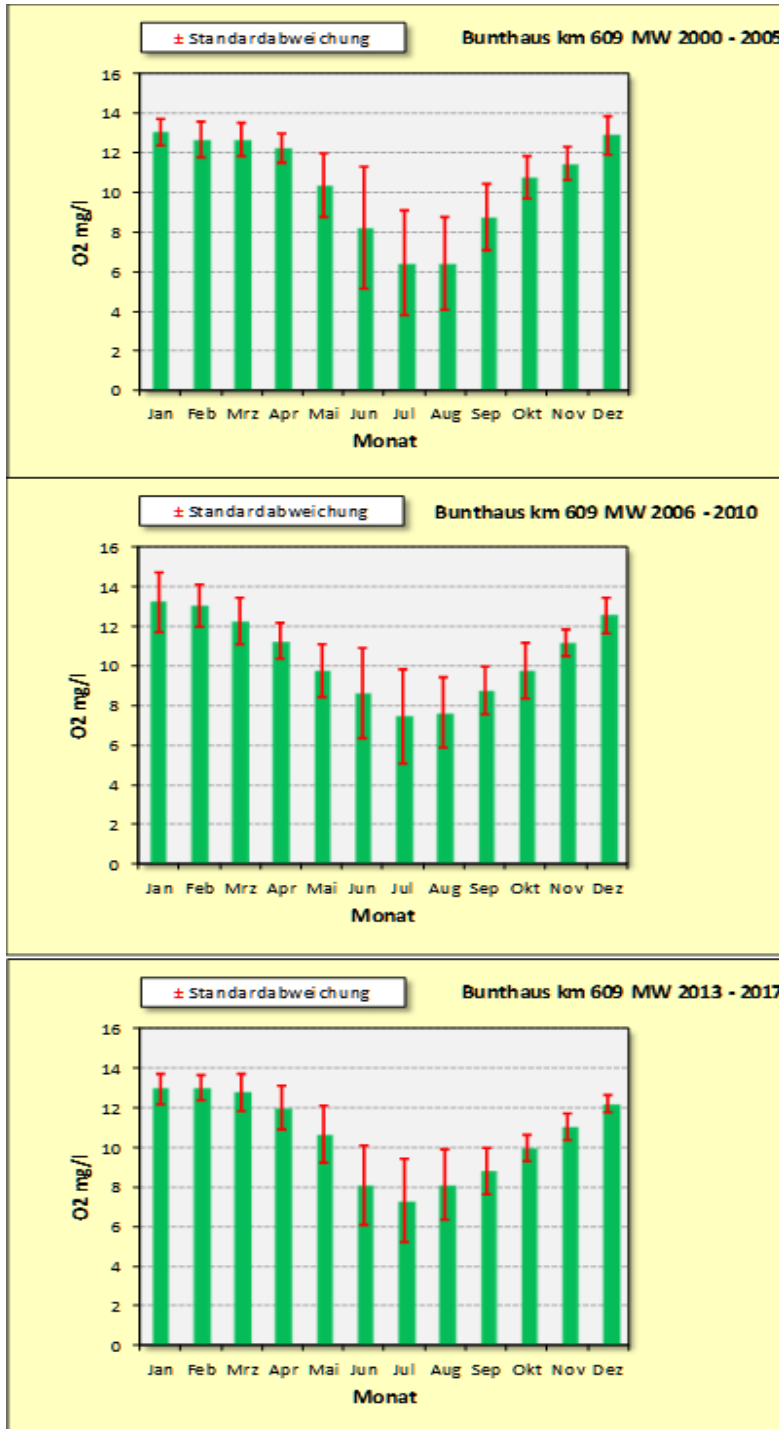


Abb. 50: Sauerstoffgehalte im Tideelbeabschnitt oberhalb Hamburgs differenziert für verschiedenen Zeiträume Daten: Messstation Bunthaus km 609, Mittelwerte Tagesminima (kontinuierliche Messungen).

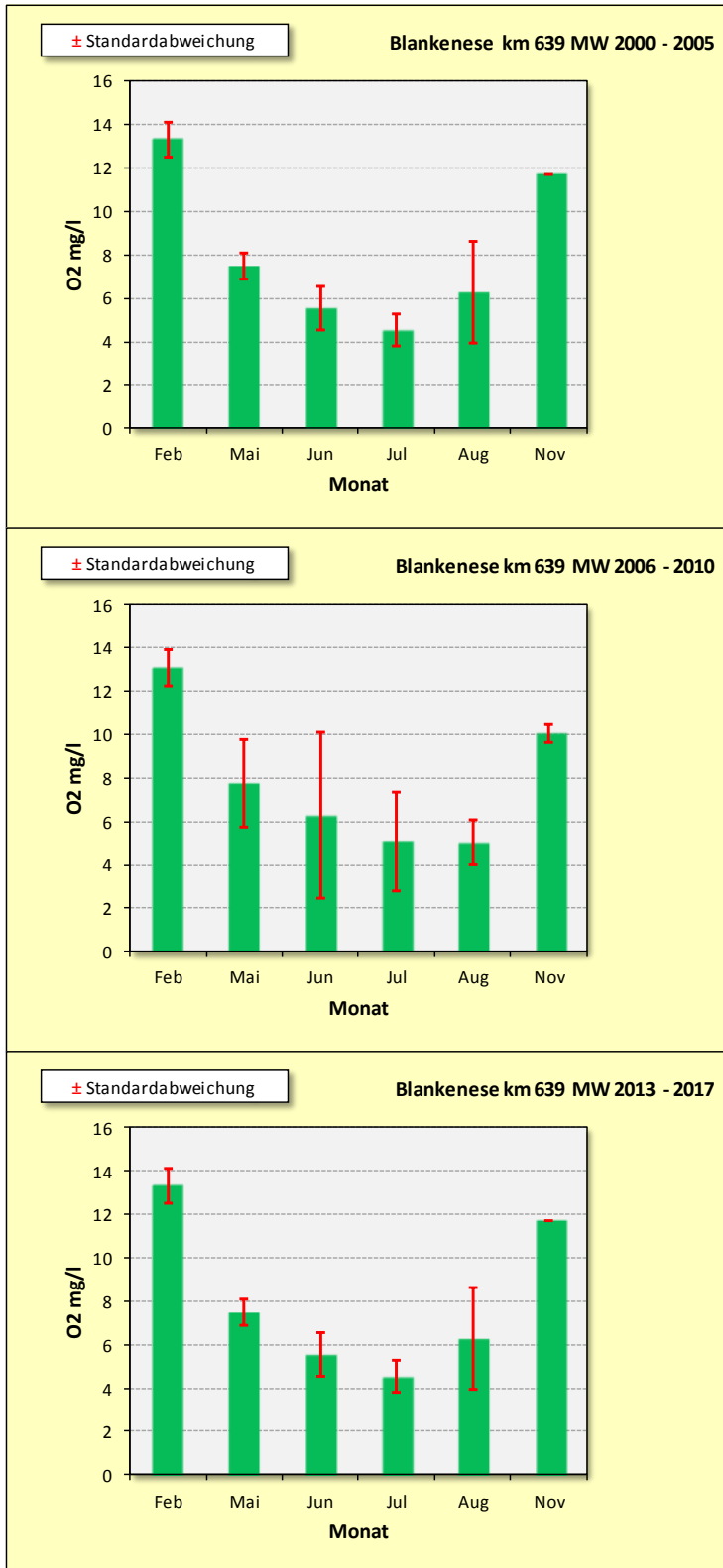


Abb. 51: Sauerstoffgehalte im Tideelbeabschnitt unterhalb Hamburgs differenziert für verschiedenen Zeiträume Daten: Messtation Blankenese km 639, Mittelwerte Tagesminima (Einzelmessungen, Längsprofil).

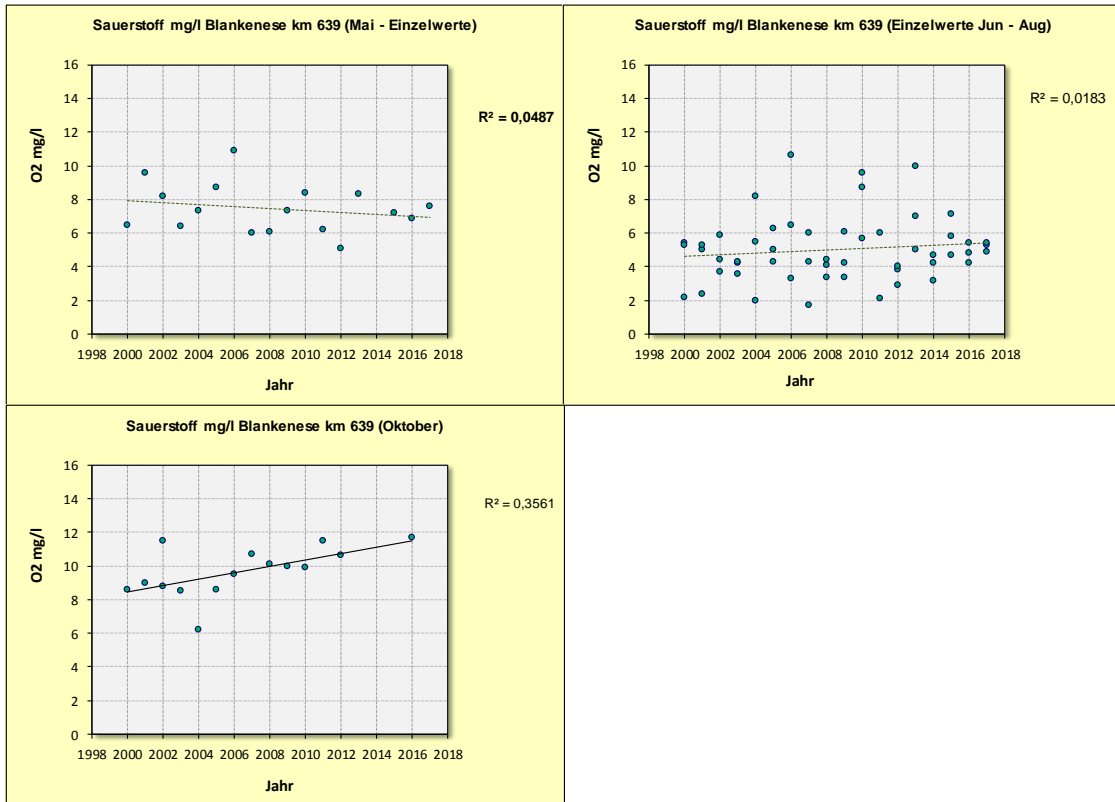


Abb. 52: Sauerstoffgehalte im Tideelbeabschnitt unterhalb Hamburgs in den Jahren 2000 – 2017 differenziert für verschiedene Zeiträume Daten: Messstation Blankenese km 639, Tagesminimum (Einzelwerte, Längsprofil).

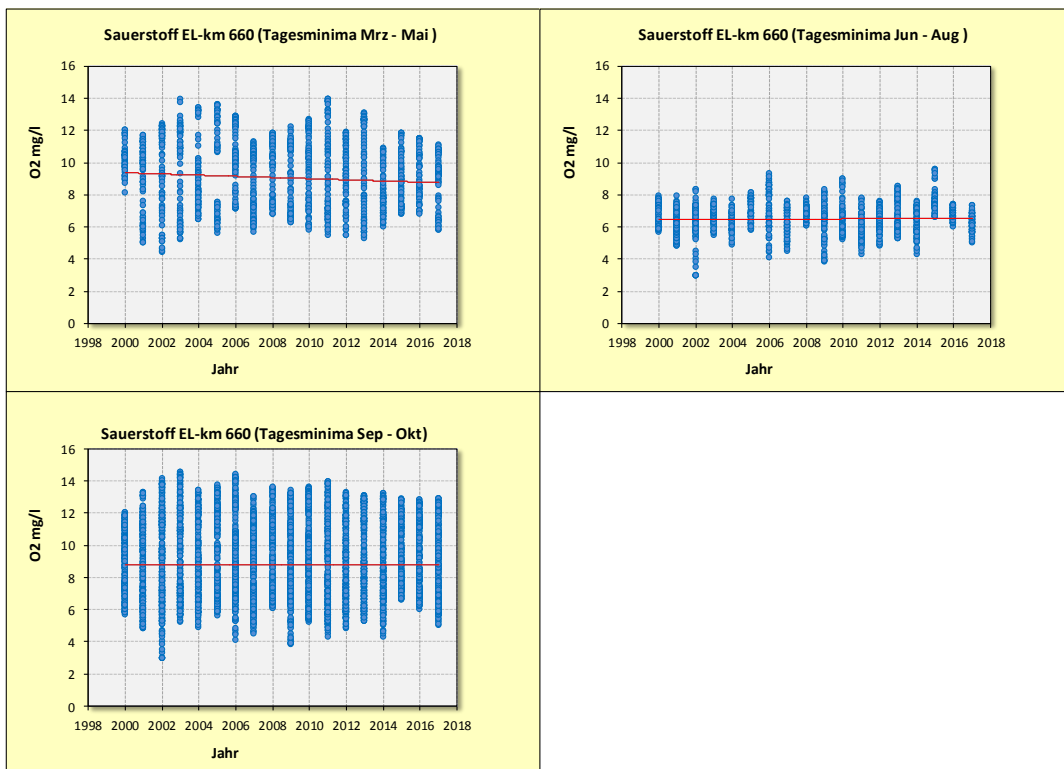


Abb. 53: Sauerstoffgehalte im Übergangsgewässer der Tideelbe in den Jahren 2000 – 2017 differenziert für verschiedene Zeiträume Daten: Messstation Grauer Ort km 660, Tagesminimum (kontinuierliche Messungen).

Trübung

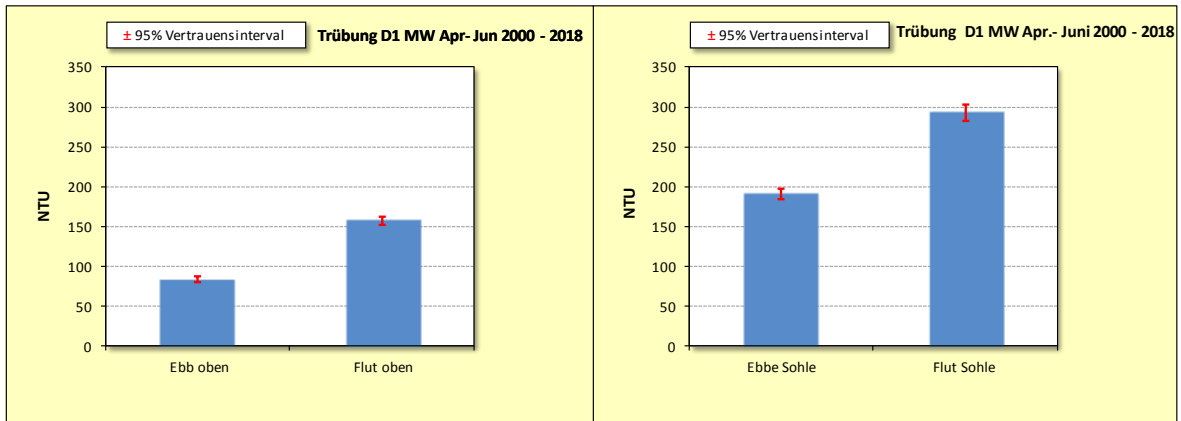


Abb. 54: Mittlere Trübungswerte (2000 – 2018) im saisonalen Zeitraum April – Juni nach Tidephasen und vertikaler Probeentnahme differenziert (Bild links: oberflächennahen Daten, Bild rechts sohlennahe Daten).

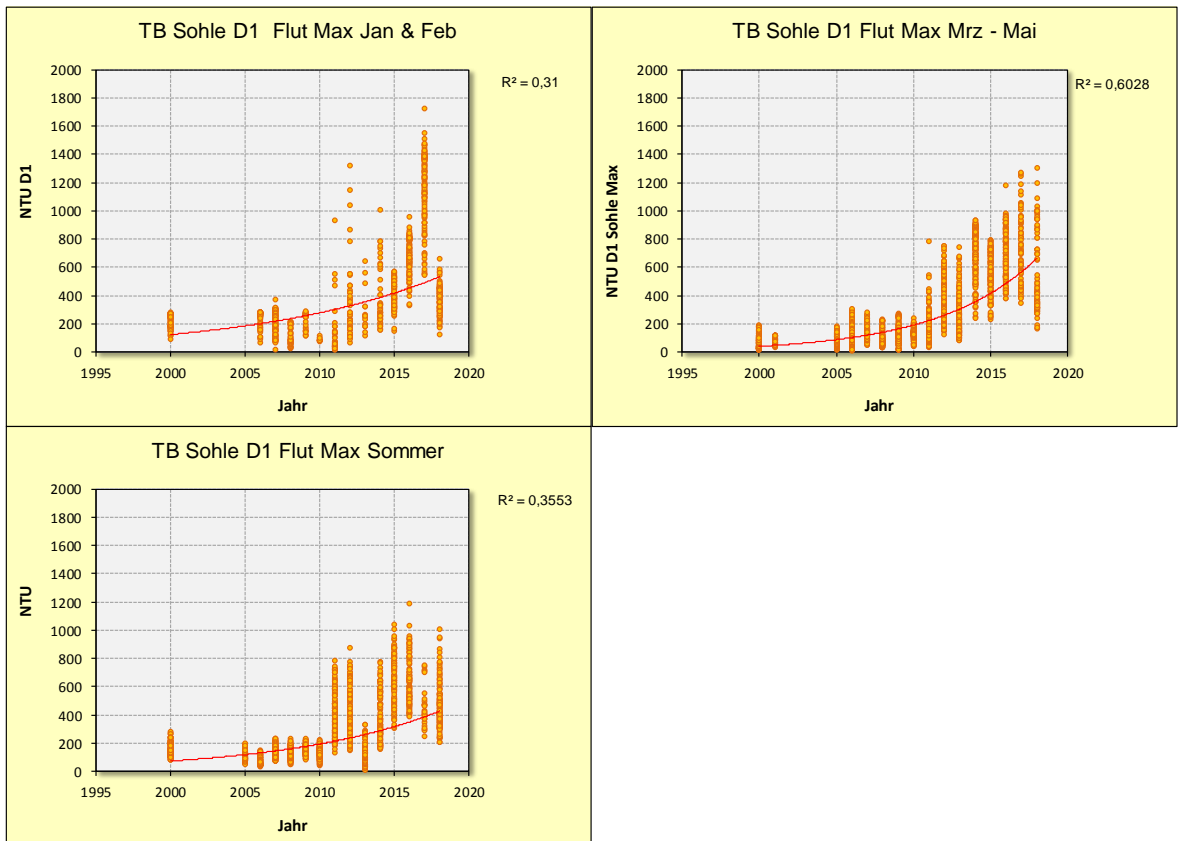


Abb. 55: Entwicklung der Trübungswerte im Tideelbeabschnitt unterhalb Hamburg (km 643) im Zeitraum 2000 – 2018, saisonal differenziert. Daten Messstation D1, Halbtidewerte, Maxima, Flutdaten (sohlennah, kontinuierliche Messungen)

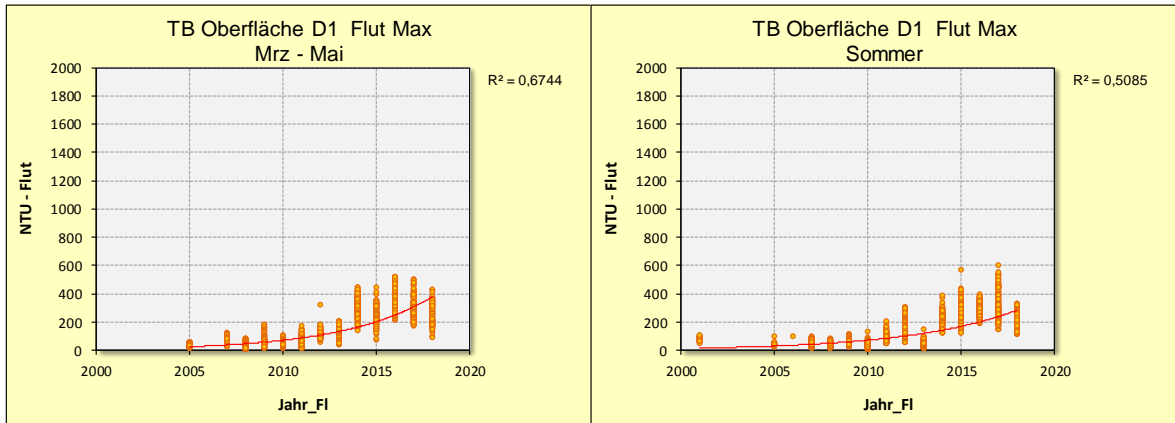


Abb. 56: Entwicklung der Trübungswerte im Tideelbeabschnitt unterhalb Hamburg (km 643) im Zeitraum 2000 – 2018, saisonal differenziert. Daten Messstation D1, Halbtidewerte, Maxima, Flutdaten (oberflächennah, kontinuierliche Messungen)

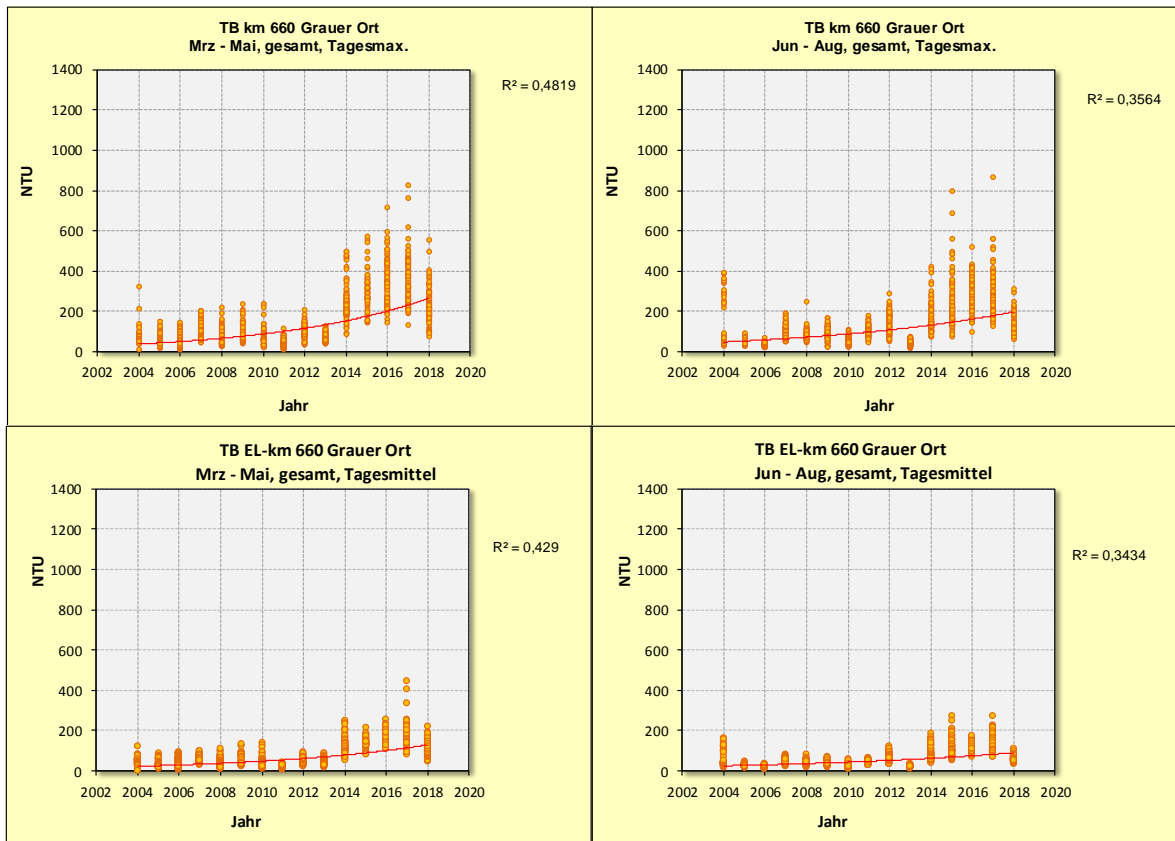


Abb. 57: Entwicklung der Trübungswerte im Übergangsgewässer der Elbe (km 660) im Zeitraum 2000 – 2018, saisonal differenziert. Daten Messstation Grauer Ort, Halbtidewerte, Tagesmax. (oben) Tagesmittel (unten) (Gesamtprobe kontinuierliche Messungen).

Unterhaltungsbaggerungen

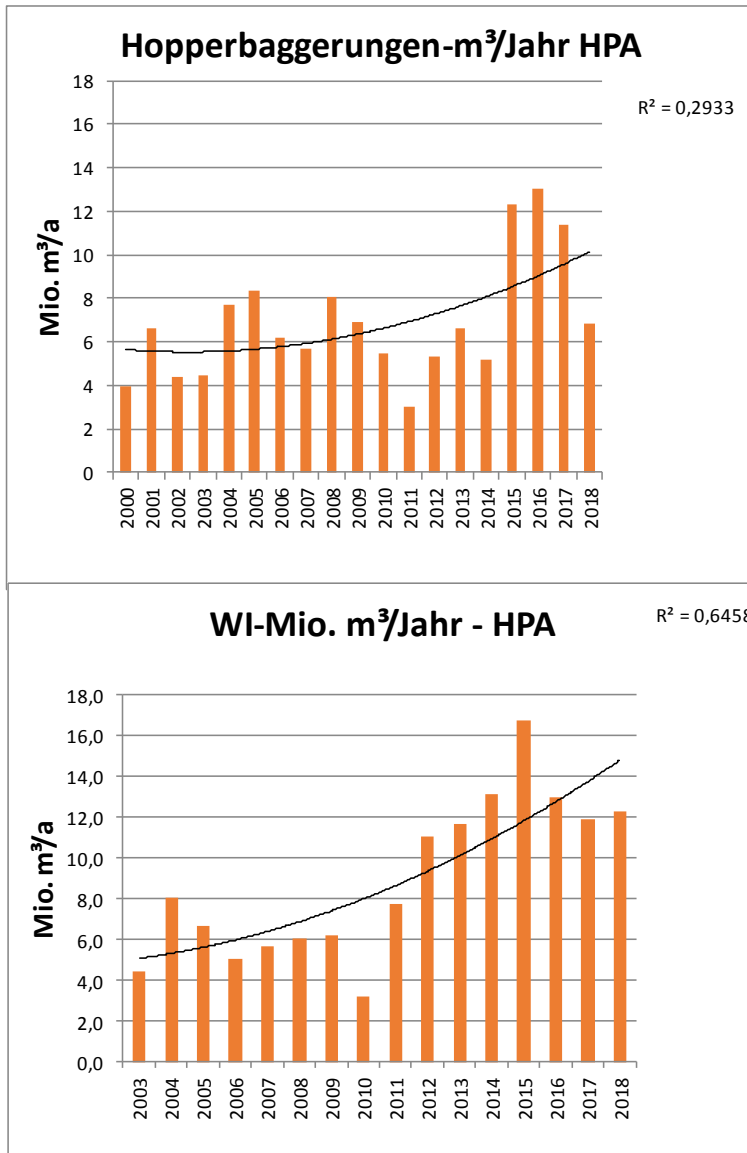


Abb. 58: Unterhaltungsarbeiten im Zuständigkeitsbereich von HPA, Hopperbaggermengen (oben) und WI-Einsätze (Wasserbedarf in Mio. m³; unten) im Zeitraum 2000 – 2018 . Daten: HPA (SLE Stint HPA 20190617)

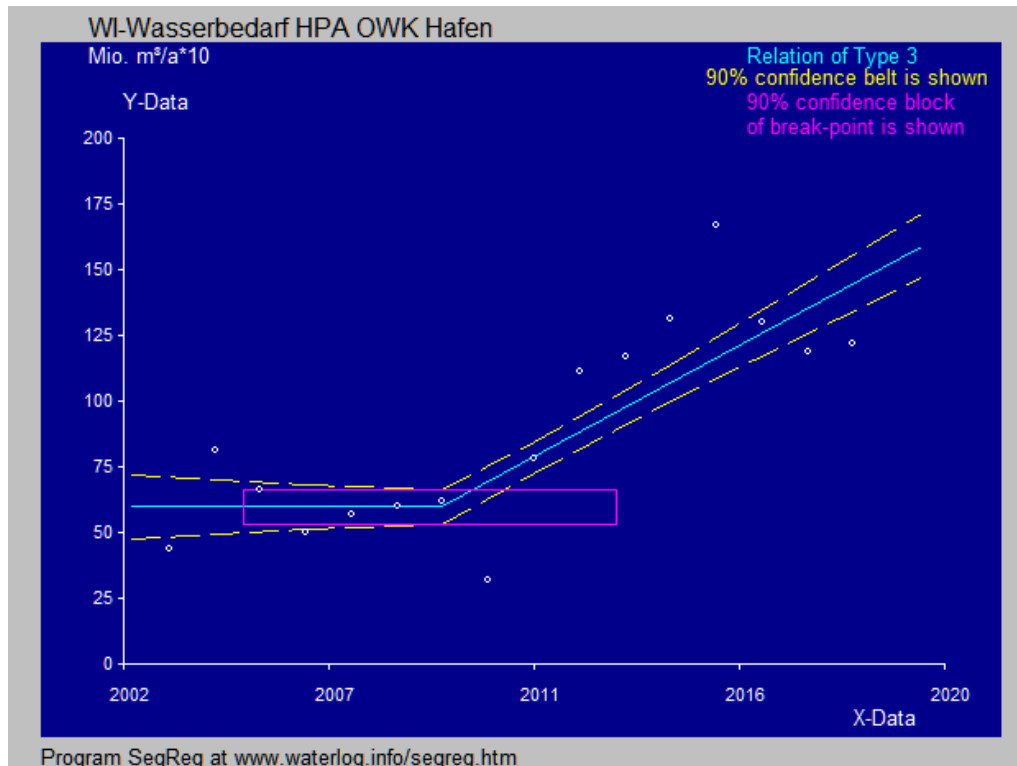


Abb. 59: Entwicklung der WI-Wasserbedarfs (Mio. m³/a*10) im OWK Hafen im Zeitraum 2003 – 2018. Im Zeitraum 2003 – ca. 2010 bei interannueller Variabilität keine Tendenz erkennbar, ab ca. 2011 deutlich höherer WI-Einsatz.

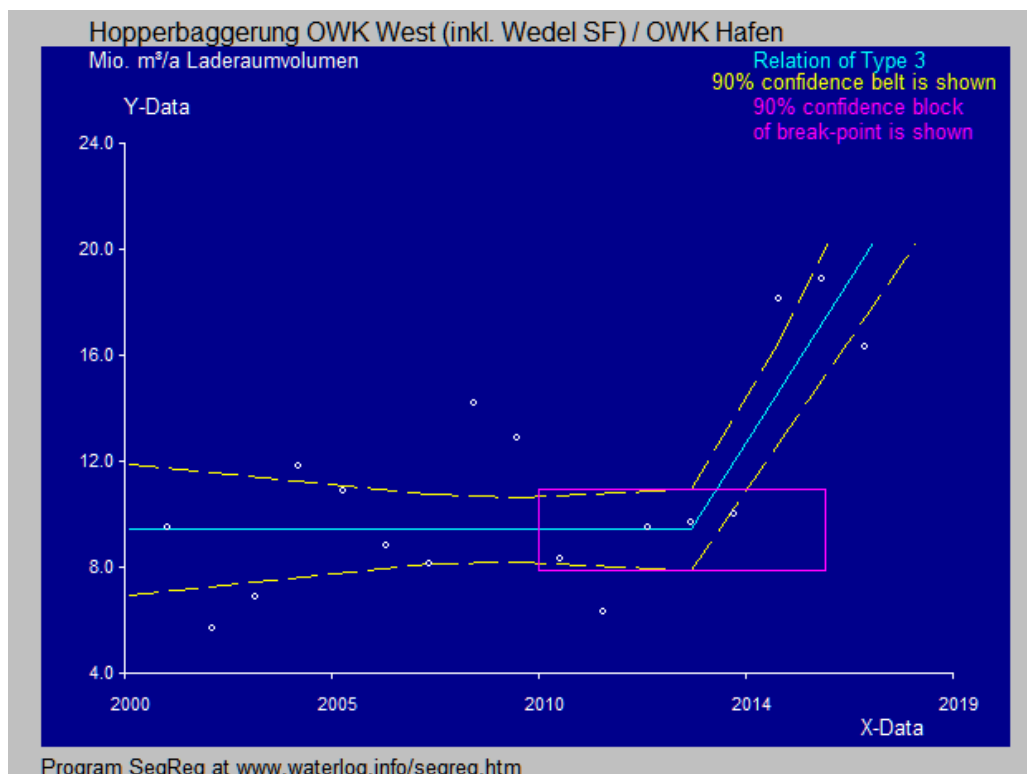


Abb. 60: Entwicklung der Hopperbaggermengen in den OWK Hafen und West (Mengen HPA & WSA summiert, inkl. Mengen Sedimentfang Wedel) im Zeitraum 2000 – 2018. Im Zeitraum 2000 – 2013 bei interannueller Variabilität keine Tendenz erkennbar, ab ca. 2014 deutlich höherer Baggerumfang.

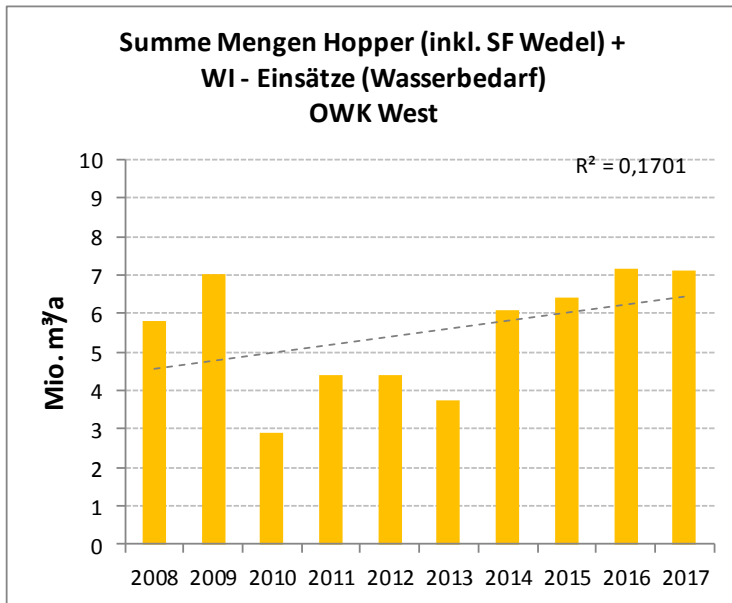


Abb. 61: Unterhaltungsarbeiten (Wasserbedarf in Mio. m³/a) im Zeitraum 2008 – 2017 (Summe Hopperbagger inkl. Mengen Sedimentfang & Wasserinjektion) im Abschnitt El-km 638,9 – 654,5. Quellen WSV (Tab: 20190605 GDWS WI-Elbe 2006-2018 Stunde und Abschnitt; GDWS Hopper-Elbe 2001-2018 Leistung und Abschnitt Edel - Pagensand) und HPA (SLE Stint HPA 20190617)

Tab. 12: Baggermengen (Mio. m³/a Hopper) sowie WI-Einsätze (Wasserbedarf Mio. m³/a) im OWK West (Angaben WSV & HPA: inkl. Mengen Sedimentfang Wedel). Mengen Sedimentfang ab 2008 hinzu addiert; * = keine Angaben zum Sedimentfang

Jahr	OWK West Hopper Mio. m³/a	OWK West inkl. Sedimentfang Hopper Mio. m³/a	OWK West WI Wasserbedarf Mio m³/a
2001	2,8	2,8	
2002	1,3	1,3	
2003	2,5	2,5	
2004	4,1	4,1	
2005	2,5	2,5	
2006	2,6	2,6	1,1
2007	2,5	2,5	2,3
2008	1,1	3,6	2,2
2009	1,7	3,9	3,2
2010	0,4	1,6	1,3
2011	1,7	2,5	1,9
2012	2,2	3,2	1,3
2013	0,7	1,9	1,9
2014	3,0	3,9	2,2
2015	3,8	4,8	1,6
2016	3,3	4,6	2,6
2017*	4,9	4,9	2,2
2018*			0,8

Sedimentfang Wedel		Ladungsvolumen [m³]	
Jahr		Jahr	m³/a
2008		2008	2.500.142
2009		2009	2.190.807
2010		2010	1.193.950
2011		2011	789.276
2012		2012	968.691
2013		2013	1.171.705
2014		2014	940.227
2015		2015	957.630
2016		2016	1.263.521

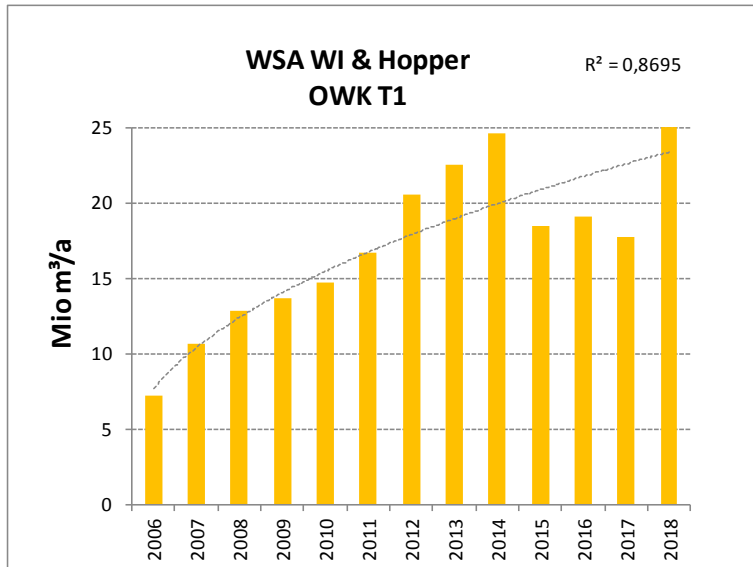


Abb. 62: Unterhaltungsarbeiten (Wasserbedarf in Mio. m³/a) im Zeitraum 2006 – 2017 (Summe Hopperbagger, Wasserinjektion) im Abschnitt El-km 654 – 739. Quelle WSV (Tab: 20190605 GDWS WI-Elbe 2006-2018 Stunde und Abschnitt; GDWS Hopper-Elbe 2001-2018 Leistung und Abschnitt Edel - Pagensand)

Tab. 13: Hopperbaggermengen und WI-Wasserbedarf im Übergangsgewässer von km 650

Jahr	OWK T1 HP m³/a	OWK T1 WI Mio m³/a
2000		
2001	0,62	
2002	0,96	
2003	0,46	
2004	0,48	
2005	0,52	
2006	0,55	6,6
2007	0,22	10,4
2008	0,30	12,6
2009	0,78	12,9
2010	0,67	14,0
2011	0,03	16,7
2012	0,05	20,5
2013	0,32	22,2
2014	0,36	24,3
2015	0,63	17,9
2016	0,10	19,0
2017	0,09	17,6
2018		24,0

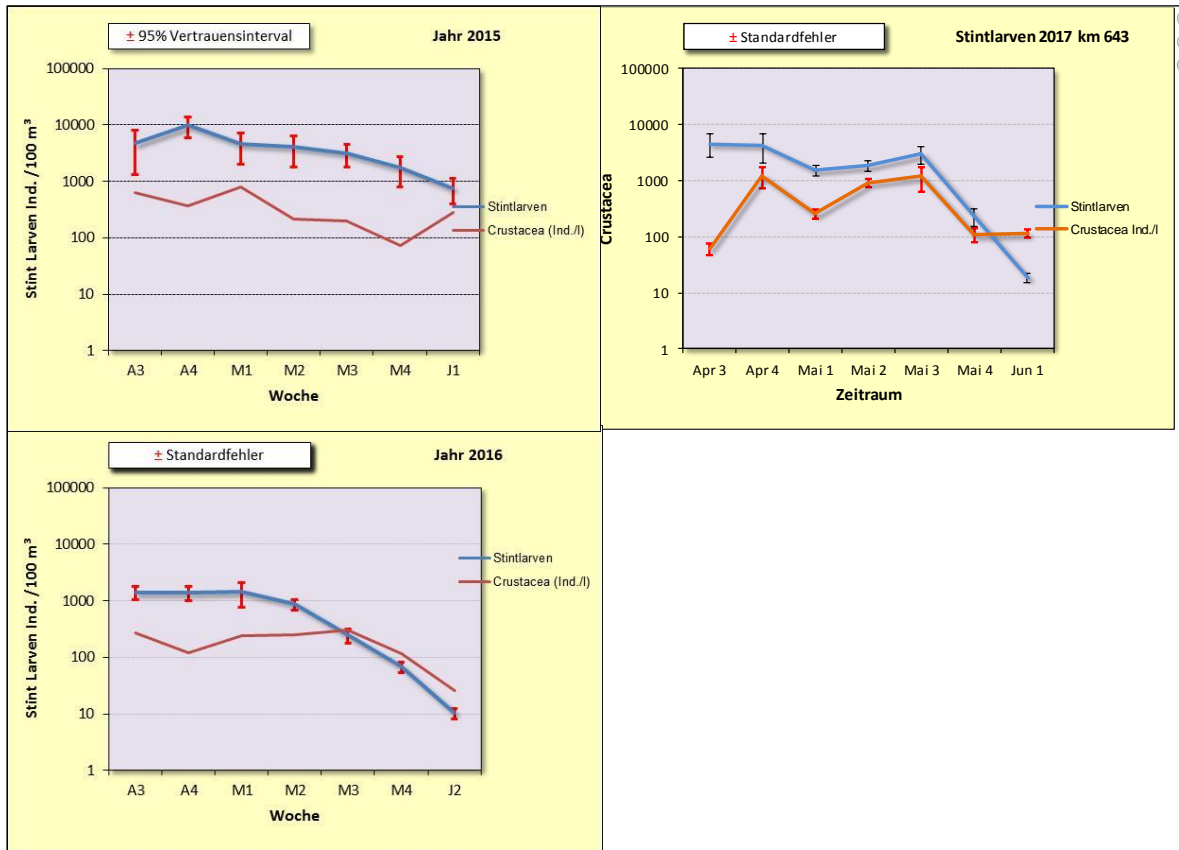


Abb. 63: Stintlarvendichte vs. Zooplanktondichte (Crustacea) im saisonalen Verlauf (Frühjahr), dargestellt sind wöchentliche Mittelwerte. A3 = 3. Aprilwoche, Apr. 4 = 4. Aprilwoche, ..., J2 = 2. Juniwoche. Quelle Fintenmonitoring des WSA Hamburg. Planktonanalysen BfG Koblenz. Beachte unterschiedliche Individuenangaben: Stintlarven Ind./100 m³, Crustacea-Plankton Ind./l.

Korrelation Faktoren untereinander

Tab. 14: Ergebnisse der Spearman Rang Korrelation Einflussfaktoren untereinander. NTU Haf FJ und Jul = Trübung Messstation Seemannshöft Frühjahr und Sommer, NTU West FJ_SO = Trübung Messstation D1 Frühjahr und Sommer, sohnnahe Messung; OWK T1 WI & HP = Übergangsgewässer Wasserbedarf Wasserinjektion und Hopperbagger; OWK We_Hafen WI & HP = OWK West/Hafen Wasserbedarf Wasserinjektion und Hopperbagger. Signifikanz: rot = signifikant negative Korrelation, blau = signifikant positive Korrelation.

	NTU West FJ_So_Eb	NTU Haf FJ + Jul	Crustacea Ind./I OWK Hafen	Rotatorien Ind./I OWK Hafen	Hopper (inkl. Sed-Fang)	OWK West/Haf	WI & Hopper (inkl. Sed-Fang)	Abfluss Mrz_Apr	Abfluss Mai_Juni
NTU West FJ_So_Eb									
Korrelationskoeffizient				0,202	0,797	-0,700	-0,291		
gültige Fälle				14	12	16	16		
einseitige Signifikanz				0,244	0,001	0,001	0,137		
NTU Haf FJ + Jul									
Korrelationskoeffizient		0,826	0,143	0,267	0,432	-0,383	-0,152		
gültige Fälle		8	8	9	7	10	10		
einseitige Signifikanz		0,006	0,368	0,244	0,166	0,137	0,338		
Crustacea Ind./I OWK Hafen									
Korrelationskoeffizient	0,826		0,340	0,343	0,655	-0,268	-0,268		
gültige Fälle	8		10	9	9	10	10		
einseitige Signifikanz	0,006		0,168	0,183	0,028	0,227	0,227		
Rotatorien Ind./I OWK Hafen									
Korrelationskoeffizient	0,143	0,340		-0,483	-0,335	0,578	0,395		
gültige Fälle	8	10		9	9	10	10		
einseitige Signifikanz	0,368	0,168		0,094	0,189	0,040	0,129		
Hopper (inkl. Sed-Fang) OWK West/Haf									
						Daten Haf	Daten Haf	Daten West	Daten West
Korrelationskoeffizient	0,20	0,27	0,34	-0,48		-0,46	-0,07	-0,43	-0,07
gültige Fälle	14	9	9	9		11	17	17	17
einseitige Signifikanz	0,24	0,24	0,183	0,094		0,08	0,40	0,04	0,40
WI & Hopper (inkl. Sed-Fang) OWK We_Haf									
						Daten Haf	Daten Haf	Daten West	Daten West
Korrelationskoeffizient	0,797	0,43	0,66	-0,33		-0,51	-0,47	-0,64	-0,12
gültige Fälle	12	7	9	9		9	9	12	12
einseitige Signifikanz	0,001	0,17	0,03	0,19		0,08	0,10	0,01	0,36

Veränderung Flachwasserbereich (%) Mühlenberger Loch vs. Stintzahlen (Beispiel OWK West) .

AD = mittlere saisonale Fangzahlen/Jahr adulte Stinte (Log Ind./h/80 m²)

SAD = mittlere saisonale Fangzahlen/Jahr subadulte Stinte (Log Ind./h/80 m²)

JUV = mittlere saisonale Fangzahlen/Jahr juvenile Stinte (Log Ind./h/80 m²)

LARV = mittlere saisonale Fangzahlen/Jahr adulte Stinte (Log Ind./100 m³)

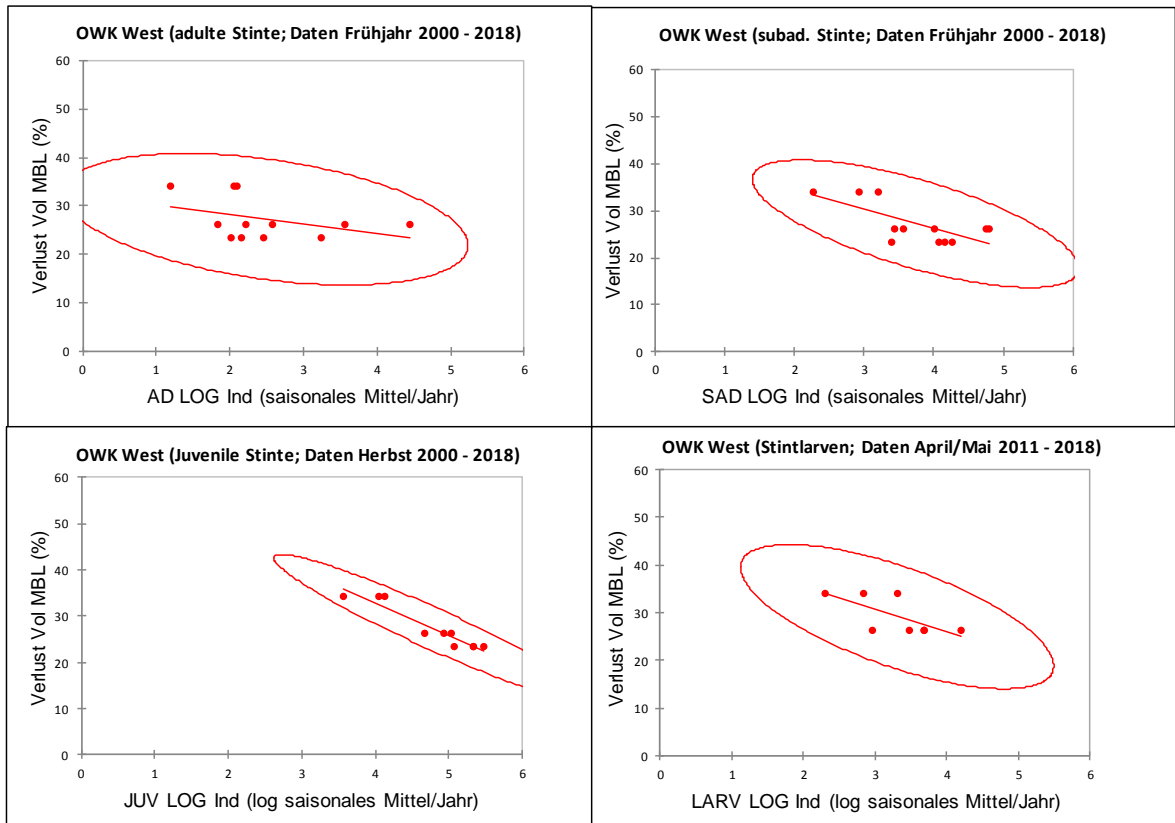


Abb. 64: Verlust Flachwasservolumen (%) Mühlenberger Loch vs. Stintzahlen (saisonale Jahresmittel, verschiedene Altersgruppen) im OWK West im Zeitraum 2000/2011 – 2018. MBL = Mühlenberger Loch