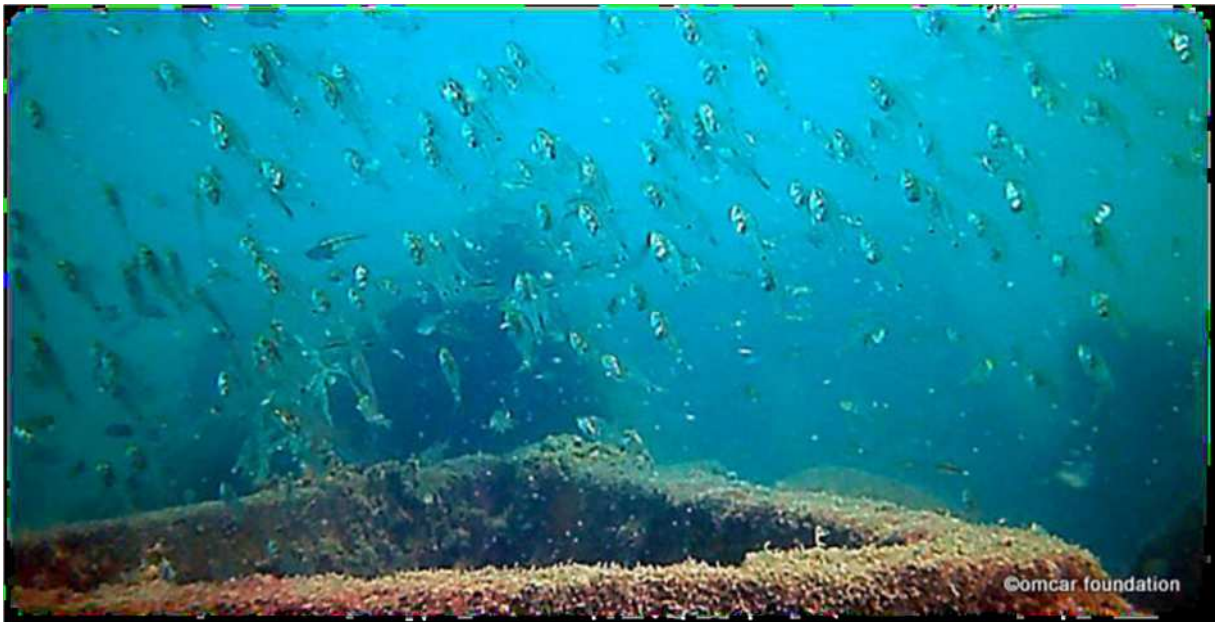
Bewertung der Fischbestände der künstlichen Riffe in der Palk Bay



Dr. Vedharajan Balaji., M.Sc., M.Phil., Ph.D.
Director
OMCAR Foundation,
69 Vendakottai Road, Pattukkottai,
Tamil Nadu, India – 614601
omcarfoundation@gmail.com
www.omcar.org

Mariner Arten- und Biotopschutz e.V.
www.marubis.de
OMCAR FOUNDATION
LIGHTHOUSE FOUNDATION

Inhalt

Seite

1. Einleitung 3
2. Hintergrund und Forschungsgebiet 4
3. Methodik 7
4. Ergebnisse 9
5. Schlussfolgerung 13
6. Statistik
7. Abbildungen
8. Literaturverzeichnis

1. Einleitung

Ein künstliches Riff besteht aus einem oder mehreren Objekten natürlichen Ursprung oder durch Menschenhand geschaffen, die gezielt am Meeresboden aufgestellt werden, um die physikalischen, biologischen oder sozioökonomischen Prozesse bei marinen Ressourcen zu beeinflussen (Seaman und Jensen, 2000).

Künstliche Riffstrukturen können eingesetzt werden zum Zwecke (Brickhill et al., 2005) der Förderung der Fischerei und zur Milderung von Umwelteinflüssen (Polovina und Sakai 1989; Reed et al., 2006), als Schutz für Jungfische vor illegaler Schleppnetzfischerei (Charbonnel und Francour 1994; Gomez-Buckley und Haroun, 1994; Santaella und Revenga, 1995; Lok et al., 2002), zur Durchsetzung einer gesetzlichen „Kein Fischfang"-Regelung, um die Riffe frei von Schleppnetzen zu halten (Francour et.- 1991; Ramos-Espla et al., Moreno, 2002), zur Erhöhung der Artenvielfalt (Jensen und Collins, 1995), um das Überleben bestimmter Arten zu unterstützen (Jensen et al.; 2000) sowie zur Förderung von Freizeitaktivitäten, insbesondere Tauchsport und Angeln (Branden et al., 1994). Um die Wirksamkeit künstlicher Riffe bei der Förderung der Fischerei beurteilen zu können, müssen Fischgemeinschaften, die an und in künstlichen Riffen leben, in regelmäßigen Abständen beobachtet werden. Die Erhebung der Fischarten kann entweder mit schädlichen Methoden, wie das Fangen der Fische mit Netzen (Bombace et al., 1994) oder mit nicht-schädlichen Methoden wie das Zählen der Fische unter Wasser, erfolgen (Bayle-Sempere et al.; 1994; Charbonnel et al., 1997; Bortone et al., 2000; Santos and Monteiro, 2007). Befinden sich die künstlichen Riffe in marinen Schutzgebieten werden die nicht-schädlichen Methoden bevorzugt (Charbonnel et al., 1997).

Der Verlust küstennaher mariner Lebensräume wurde als einer der größten Bedrohungen für die Existenz (das Überleben) der kommerziellen sowie der nicht-kommerziellen Fischerei beschrieben (Caddy JF, 2007).

Angesichts der derzeitigen Verlagerung des Schwerpunkts auf ein nachhaltiges Fischereimanagement ist es wichtig zu verstehen, wie sich Verlust und Renaturierung von Habitaten auf die dort lebenden Fischgemeinschaften auswirken (Marasco et al., 2007). Die Überwachung und die Bewertung künstlicher Riffe, um deren Wirksamkeit zu beurteilen, hat

in letzter Zeit eine große Bedeutung gewonnen (Borton und Kimmel, 1991; Seaman und Jensen, 2000). Eine genauere Beschreibung der Fischfauna, des Artenreichtums, der Biomasse und die Beobachtung der täglichen, jahreszeitlichen und jährlichen Veränderungen dieser Variablen, könnte zu einem besseren Verständnis der ökologischen und biologischen Prozesse führen. Es wird angenommen, dass künstliche Riffe auf zweierlei Weise funktionieren, indem sie erstens vereinzelte Tiere anziehen und zweitens sekundäre Biomasse produzieren, da mehr Jungfische überleben und heranwachsen (Bohnsack et al.; 1994; Seaman und Jensen, 2000; Jensen, et al., 2000; Osenberg et al., 2002). Fische und Wirbellose nutzen sowohl natürliche als auch künstliche Oberflächen, um sich zu verstecken, zu fressen, zu laichen und sich zu orientieren. Ihre Ansammlung um die künstlichen Riffe ist ist das beeindruckende Ergebnis ökomischen Verhaltens. Dennoch stammt ein großer Teil der zusätzlichen Biomasse von Partikeln und Stoffen, welche die Tiere an Futterplätzen außerhalb des künstlichen Riffkomplexes aufnehmen. Je nach der Verbindung der Arten zum künstlichen Riff, deren Nahrungsspektrum und Verhaltensmuster entstehen Futterplätze rund um das künstliche Riff (Carr und Hixon, 1995).

Die Regierung des Bundesstaates Tamil Nadu hat an 10 Stellen entlang der Küste von Tamil Nadu, einschließlich der Palk Bay künstliche Riffe installiert. Drei künstliche Riffaufbauten wurden 2007 im Norden der Palk Bay (Bundesstaat Thanjavur) aufgestellt. Ziel dieser Studie ist es, die Unterschiede der Fischgemeinschaften künstlicher Riffe, Seegras- und Algenwiesen in der Palk Bay durch den Einsatz eines köderbestückten Videokamerasystems in regelmäßigen Abständen zu ermitteln. Die Ergebnisse dieser Studie sind wichtig für die Standortwahl und den Einsatz künstlicher Riffe in der Palk Bay in der Zukunft.

2. Hintergrund und Forschungsgebiet

Die Palk Bay, benannt nach Sir Robert Palk (1717-1798), Gouverneur der Provinz Madras (1755-1763), liegt vor der Südost-Küste Indiens und umschließt das Meer zwischen Point Calimere (Kodikkarai) nahe Vedaranyam im Norden und den nördlichen Stränden von Mandapam bis Dhanushkodi im Süden. Die Bucht liegt zwischen 9° 55’ – 10° 45’ nördlicher Breite und 78°58’ – 79° 55’ östlicher Länge. Die Palk Bay ist etwa 110 km lang und wird im Norden und im Westen von den Küsten des Bundesstaates Tamilndau auf dem Festland Indiens umschlossen. Die Palk Bay und der Golf von Mannar sind in dessen Süden durch die

Pamban Strait verbunden, eine ca. 1,2 km breite und 3 bis 5 m tiefe Meerespassage, welche die Insel Rameswaran vom Festland trennt. Das Wasser der Palk Bay vermischt sich im Nordosten mit dem der Bay of Bengal und mit dem Wasser des Golf of Mannar im Süden. Die Palk Strait ist eine 35 km lange Meeresenge, schmaler als der Ärmelkanal, die die Nordküste Sri Lankas von der Südostküste Indiens trennt. Daher verläuft die Grenze nahe den Küsten beider Länder. Sie liegt nur 6,9 km entfernt von Dhanushkodi, 11,5 km von Rameswaram, 15,9 km von Point Calimere, 23 km von Vedaranyam und 24,5 km von Thodi entfernt. Die Palk Strait liegt nördöstlich der Palk Bay zwischen dem indischen Bundesstaat Tamilnadu und dem Inselstaat Sri Lanka. Die Palk Bay ist zwischen 64 und 137 km breit (Cathcart, 2003).

Im Süden der Palk Bay findet sich eine Kette flacher Inseln oder Sandbänken, welche Dhanushkodi auf der Insel Rameswaram im Bundesstaat Tamilnadu und Thalaimannar auf der Insel Mannar in Sri Lanka miteinander zu verbinden scheint. Diese „Brücke“ ist bei religiösen Hindus auch als Ramasethu (Sanskrit für Rama’s Brücke) bekannt. In jüngster Zeit hat diese durch das Sethusamudram Ship Channel Projekt und das Öffenlichtkeitsinteresse, welches durch die Berichterstattung in den Nachrichtenmedien hervorgerufen wurde, an Bedeutung gewonnen. Die Inselkette wird auch Adamsbrücke genannt, der Name leitet sich aus einer Legende ab, laut der Sri Lanka als das biblische Paradies galt, die „Brücke“ entstand demnach als Adam aus dem Paradies vertrieben wurde (Wikipedia). Bei der Brücke handelt es sich um einem ca. 30 km langen schmalen Grat mit 9 Inseln und Untiefen, 21 km Freiwasserfläche, sie besteht aus einen Konglomerat aus dem Holozän und Sandstein umhüllt von Inseln und Sandbänken, welche alle auf Miozän-Kalkstein sitzen (Cathcart, 2004).

Die durchschnittliche Wassertemperatur in der Palk Bay schwankt zwischen 24,6^{o}C und 29,1^{o}C, am kältesten ist das Wasser im Januar und am wärmsten im April. Während der meisten Monate ist das Meer in Palk Bay ruhig. Stürmische Verhältnisse herrschen während des Nordostmonsuns, wenn sich Süßwasserströme mit dem Meer bei Mandapam vermischen. Entlang der Küstenlinie der Palk Bay finden sich Korallenriffe, Mangrovenwälder, Lagunen und Seegraswiesen. Die Fischfang-Saison beginnt im Oktober und dauert bis Februar. Hauptsaison ist von Dezember bis Januar. Die durchschnittliche Fischproduktion beträgt ca. 85.000 Tonnen pro Jahr. Das salzige Wasser und das

schlammige Substrat zusammen mit den jahrzeitlichen Regenfällen und den Sedimenteinträgen des Vaigai und des Kaveri Flusses bieten gute Laichgründe sowohl für im Freiwasser als auch am Boden lebende Fischarten. Die Bucht kann gleichsam als Binnengewässer angesehen werden, da sie zum größten Teil von Land umschlossen ist und wegen der Untiefen, Strömungen und Korallenriffe für große Schiffe nicht passierbar ist. Das Gebiet weist eine hohe Artenvielfalt auf und kann auf eine lange Geschichte menschlicher Besiedlung, Erschließung und Nutzung zurückblicken. Es gibt dort vielfältige und produktive Ökosysteme wie Flussmündungen, Salzwiesen, Seegraswiesen und Mangrovenwälder, welche sensibel auf den menschlichen Einfluss reagieren.

2.1. Hydrographische Merkmale der Palk Bay

Die Palk Bay ist ein seichtes und flaches Becken, an keiner Stelle ist das Wasser tiefer als 15 m. Im Durchschnitt beträgt die Wassertiefe kaum mehr als 9 m. Das gesamte Gebiet der Palk Bay wird von sowohl vom Südwest- als auch vom Nordost-Monsun beeinflusst. Dennoch trägt der Südwest-Monsun nur sehr wenig zur jährlichen Niederschlagsmenge in diesem Gebiet bei. Von Oktober bis Mitte Dezember regnet es mäßig bis stark, mit gelegentlichen Stürmen. Die durchschnittliche Niederschlagsmenge im Jahr schwankt zwischen 762 mm und 1.270 mm. Die Lufttemperatur schwankt im Durchschnitt zwischen 25°C und 31°C, am wärmsten ist es im Mai, am kältesten im Januar.

2.2. Biologische Ressourcen

Die Palk Bay und der Golf of Mannar sind nicht nur physisch, sondern auch ozeanographisch durch den Austausch von Wasserströmen, insbesondere unter dem Einfluss des Südwest- und des Nordostmonsuns, miteinander verbunden. Daher findet sich ein Großteil der Organismen, die im Golf von Mannar vorkommen, auch in der Palk Bay, dies gilt insbesondere für in der Wassersäule lebende / nicht-sessile/ schwimmende Tiere und Pflanzen. Jedoch gibt es in der Palk Bay keine Habitate, wie um die Inseln im Golf von Mannar, wo viele Arten von Korallen leben. Dennoch ist die Palk Bay ebenso artenreich und produktiv wie der Golf von Mannar. Die Palk Bay ist insofern einzigartig, als dass es sich um eine geschlossene Bucht handelt, entlang deren Küste von Point Calimere (Kodikkarai nahe Vedaranyam) im Norden bis Mandapam im Süden mehrere kleine Flüsse ins Meer münden. Die Verzweigungen des großen Kaveri Flusses, der durch die Bundesstaaten Thanjavur, Thiruvarur und Nagapattinam fließt, bilden zwischen Muthupet und Point Calimere ein ausgedehntes System an Neben- und Totarmen, in denen das Wasser zurückgehalten wird. Die schlammigen Flussufer dieses Systems fördern das üppige Wachstum von Mangroven, die eine große Vielfalt sowohl an einheimischen Vogelarten als auch an Zugvögeln beherbergen. Die Gewässer dienen einer großen Anzahl von Fischen und Muscheln als Laichgrund, Kinderstube und zur Nahrungssuche. Die Abgeschiedenheit der Bucht bietet geschützte Gewässer, die regelmäßig von Delphinen, Schweinswalen und Meeresschildkröten aufgesucht werden. Obwohl im Vergleich zum Golf von Mannar nur

wenig wissenschaftliche Literatur zur Palk Bay existiert, lässt die vorhandene Information vermuten, dass dort auch die gefährdeten Dugongs vorkommen.

2.3. Artenvielfalt

Die Palk Bay weist eine hohe Artenvielfalt auf, in ihrem Gebiet kommen alle wichtigen Gruppen der Fauna und Flora vor. Die Gesamtzahl der Arten wie auch der endemischen Arten (Angabe in Klammern) beträgt *Foraminiferen* 51 (2) Arten, *Tintinniden* 12 Arten, Pflanzen 143 (1) Arten, Schwämme 275 (31) Arten, *Coelenteraten* (außer Korallen) 123 (49) Arten, Steinkorallen 128 (43) Arten, *Polyzoa* 100 (15) Arten, *Polychaeten* 75 (22) Arten, Insekten 1 (1) Arten, *Crustaceen* 651 (159) Arten, *Mollusken* 733 (26) Arten, *Echinodermata* 274 (2) Arten, *Prochordata* 66 (41) Arten, Fische 580 Arten, Wasserschildkröten 5 Arten, Vögel 61 Arten und Säugetiere 11 Arten. Bei den Mollusken werden Schalen von *Nautilus pompilius* und *Spirula spirula* an den Stränden entlang der Palk Bay angespült, obwohl dort keine lebenden Tiere gefunden wurden.

Das Forschungsgebiet liegt im Norden der Palk Bay (vgl. Abbildungen 33 und 34), der zum im Bundesstaat Thanjavur gehört. Die künstlichen Riffstrukturen wurden etwa 8 km vor den Fischereihäfen von Sethubhavanchattiram und Mallipattinam im Meer versenkt. Die maximale Wassertiefe im untersuchten Gebiet betrug 7,7 m. Die Sicht unter Wasser war auf Grund starker Strömungen und dem Gezeitenablauf schlecht. Bei Flut wurde schlammiges Wasser aus tieferen Regionen in das künstliche Riff gespült. Geplant war daher, dass wir mit unserer Studie am Morgen bei Einsetzen der Ebbe beginnen würden.

3. Methodik

3.1. Auswahl der Standorte

Die Standorte der künstlichen Riffe wurden mit Hilfe einheimischer Fischer und der Fischereibehörde, die ihren Sitz etwa 7,6 km vom Fischereihafen in Sethubhavachattiram hat, ausgewählt. Die künstlichen Riffelemente wurden willkürlich auf dem Meeresboden verteilt, an manchen Stellen wurden mehrere Riffelemente miteinander vereint, an anderen Stellen wurden einzelne Elemente lose verteilt (vgl. Abbildungen 27, 43, 44 und 45). Aufgrund der wahllosen Verteilung der Riffeinheiten, starker Strömungen und des trüben

Wassers war es schwierig, die Riffe mit Hilfe von Tauchern zu suchen, zu lokalisieren und ihre Koordinaten aufzuzeichnen. Um bessere Sichtverhältnisse zu haben, wurde festgelegt, die Studie nur während der niedrigsten Gezeitenstände durchzuführen. Die Grenzen des Gebietes wurden mit GPS Geräten der Marke Garmin etrex markiert. Angrenzende Seegras- und Algenwiesen wurden ebenfalls ausgewählt und mit GPS markiert, um hier Versuche mit köderbestückten Kamerafallen durchzuführen.

3.2. Ausrüstung

Für das köderbestückte Unterwasserkamerasystem wurde ein Entwurf von Langlois et. (2006) abgeändert. Der Eisenrahmen wurde von Handwerkern vor Ort gefertigt. Der Rahmen ist so konstruiert, dass in seiner Mitte eine Kamera befestigt werden kann, der Köder wird vor der Kameralinse fixiert (vgl. Abbildung 39). Eine GoPro Unterwasservideokamera wurde in der Mitte des Rahmens installiert (vgl. Abbildung 40) Die Kamera kann Bilder in HD-Qualität bis 1 ½ Stunden am Stück aufzeichnen. Der Köder wurde an einem speziell angefertigten Rahmen (vgl. Abbildungen 35 und 36) in einer Höhe von 75 cm vom Meeresboden angebracht. Geplant war, die köderbestückte Videokamerafalle einmal im Monat an allen drei Habitaten, künstliches Riff (A.R.), Seegraswiese (S.B.) und Algenwiese (A.B.) aufzustellen. Wegen der sich ändernden Wetterverhältnisse, der Sicht unter Wasser und an der Wasseroberfläche herrschenden Bedingungen war es schwierig, die Versuchsapparatur zu installieren (vgl. Abbildung 42), so betrug die Dauer der Studie anstelle von 12 Monaten nur 9 Monate. Ungefähr 1 Kilo zerkleinertes Garnelen- und Fischfleisch wurde in ein Angelnetz verpackt und als Köder benutzt (vgl. Abbildung 38). Die Art der verwendeten Köder und die Entfernung vom Meeresboden, in welcher der Köder aufgehängt wurde, beeinflusste die Zahl und Vielfalt der Fischarten in allen drei Habitaten. Daher beschränkt sich der Versuch auf Fische die ein bestimmten Nahrungsspektrum haben und in einer bestimmten Höhe fressen, dies wirkt sich möglicherweise auch einschränkend auf die in dieser Studie registrierten Fischgemeinschaften aus (vgl. Abbildung 41). Die aufgezeichneten Bilder wurden auf eine externe Festplatte übertragen. Anhand der Videos wurde die Gesamtanzahl der Fische ermittelt, es wurden Screenshots gemacht und in Bilder umgewandelt, um die Größe der Tiere mit Hilfe einer digitalen Bildanalyse-Software zu messen.

3.3. Entnahme von Wasserproben und deren Analyse

Jeden Monat wurden bei der Kontrolle der Studiengebiete Wasserproben genommen, um den pH-Wert, die Salinität und die Temperatur in den künstlichen Riffen (AR), Seegraswiesen (SB) und Algenwiesen (AB) zu messen. Die Temperatur der Luft und des Wassers an der Oberfläche wurde mit einem Standardthermometer (Celsius), die Salinität mit einem Hand-Refraktometer (Atago, Japan) gemessen.

3.4. Erhebung und Analyse der Daten

Zur Bestimmung der Fische wurden nur die beiden untersten Stufen der Taxonomie herangezogen. Die durchschnittliche Häufigkeit sowie die durchschnittliche Größe aller Fische wurden aus den monatlich erhobenen Daten errechnet, diese wurden per MS Excel in eine graphische Darstellung übertragen. Die multivariaten Analysen wurden in MS Excel durchgeführt.

4. Ergebnisse

4.1. Umweltfaktoren

Die physikalisch-chemischen Variablen der in dieser Studie untersuchten Gebiete unterliegen großen räumlichen und zeitlichen Schwankungen. Regen ist das bedeutendste zyklische Phänomen in tropischen Regionen, da er zu wesentlichen Veränderungen der physikalischen und chemischen Merkmale von Habitaten an Küsten und Flussmündungen führt. Bei der vorliegenden Studie wurden starke Regenfälle während der Monsunzeit durch den Nordost-Monsun registriert.

Temperaturschwankungen sind eine weitere wichtige Einflussgröße der Ökosysteme an Küsten und Flussmündungen, da sie in größerem Maße das Fortpflanzungsverhalten von Meeresfischen auslösen. Bei der gegenwärtigen Studie wurde die höchsten Lufttemperaturen während des Sommers (April) mit 35^{o}C maximal (vgl. Abbildung 8) gemessen. Die höheren Lufttemperaturen im Sommer und die niedrigeren Lufttemperaturen

während des Monsuns bestätigen den Temperaturverlauf an der Südostküste, wie er bereits von Sampathkumar (1992), Sarawathi (1993), Ananthan (1995), Rajasegar (1998) aund Vijayalakshmi (1999), Kannan und Kannan (1996), Sridhar et al. (2006) beobachtet wurde.

Die Temperatur des Wasser an der Oberfläche hängt im Wesentlichen von der Intensität der Sonneneinstrahlung, der Pufferkapazität, dem Zufluss von Süßwasser, der Abkühlung durch und der Vermischung des zurückfließenden Wassers mit Wasser aus Flachwasserzonen bei Ebbe ab. Der Temperaturverlauf des Wassers an der Oberfläche zeigt eine ähnliche Entwicklungskurve wie die Lufttemperatur. Im Allgemeinen wurden hohe Temperaturen im Sommer und niedrigere Temperaturen während der Monsunzeit gemessen. Zwischen den drei Habitaten gab es keine gravierenden Temperaturunterschiede (vgl. Abbildung 9). Der allmähliche Anstieg der Temperatur von der Monsunzeit bis zum Sommer könnte unmittelbar auf die Witterungsverhältnisse und die Sonnenstrahlung zurückzuführen sein. Vergleichbare Ergebnisse wurden von der Südostküste Indien in früheren Untersuchungen Forscher (Nair und Ganapathy, 1983; Vijayalakshmi, 1999) festgestellt. Im Rahmen der vorliegenden Studie wurde ein hoher pH-Wert (8,2) in den Algenwiesen während der Sommermonate und ein niedriger pH-Wert (7,1) in den künstlichen Riffen während des Monsuns verzeichnet (vgl. Abbildung 10). Dennoch gab es keine starken pH-Schwankungen.

Die Haupteinflussgröße unter den Umweltfaktoren ist die Salinität, da sie die dynamische Natur der Gewässer der Flussmündungen und Küsten durch den Zustrom von Süßwasser und die herrschende Temperatur beeinflusst. Sie wirkt sich im hohem Maße auf den Zustrom von Larven, deren Anzahl und ihr Überleben aus. Am stärksten schwankt sie in küstennahen Lebensräumen. In den drei untersuchten Habitaten schwankte die Salinität zwischen 22 $^{o}/_{oo}$ und 33 $^{o}/_{oo}$ während des Untersuchungszeitraums (vgl. Abbildung 11). Die höchste Salinität wurde in den künstlichen Riffen während der Sommermonate gemessen, die niedrigste Salinität in den Algenwiesen während der Monsunzeiten. Das mag daran liegen, dass die künstlichen Riffe weit entfernt vor Küste liegen, während die Algenwiesen nahe bei den Küsten liegen und somit mehr Zustrom an Süßwasser aus den Flüssen erhalten.

Die höheren Salinitätswerte während des Sommers können auf die hohe Verdunstungsrate an der Oberfläche und dem geringeren Zufluss von Süßwasser und dem Wasserabfluss zurückgeführt werden. Während des Monsuns erhalten alle drei Habitate hohe

Niederschlagsmengen, der Zufluss an Süßwasser senkt somit stark die Salinität nahe den Küsten. Die Salinitätsschwankungen werden daher hauptsächlich durch den Regen und die Niederschlagsmenge beeinflusst, vgl. Sampathkumar (1992) und Anathan (1995).

3.4. Fischgesellschaften

Bei den Fischen wurden 20 Arten aus 17 Familien in den künstlichen Riffen verzeichnet, 13 Arten aus 11 Familien wurden in den Seegraswiesen und 3 Arten aus 3 Familien in den Algenwiesen verzeichnet (vgl. Tabelle 1). Außerdem fand sich eine Art des Teppichhais (*Orectolobiformes*) in den Seegraswiesen. Sepien (*Sepiella inermis*) und Kalmare (*Loligo duvaucelli*) wurden sowohl in den Seegras, als auch in den Algenwiesen gesichtet. In den künstlichen Riffen wurde am häufigsten die Spezies *Terapon jarbua* (*Terapontidae*) (11 Tiere) gezählt, die kleinste Anzahl an Individuen (jeweils nur 1 Tier) wurde bei vier Arten wie *Protonibea diacanthus* (*Sciaenidae*), *Johnius dussumeri* (*Sciaenidae*), *Lethrinus nebulous* (Lethrinidae) und Lates calcarifer (Centropomidae) verzeichnet (vgl. Tabelle 2). Die Spezies *Terapon jabua* kam ebenfalls häufig vor in den Seegraswiesen (33 Tiere) und in den Algenwiesen (48 Tiere) vor. Bei *Terapon jabua* (deutscher Name: Tigerfisch) handelt es sich jedoch nicht um eine für den kommerziellen Fischfang wichtige Art, der Fisch wird als Köder eingesetzt. *Terapon jabua* ist in allen drei Habitaten von relativ geringer Größe (vgl. Tabellen 1, 2 und 3). In den künstlichen Riffen war *Lates calcarifer* mit +/- 80 cm Länge die größte vorkommende Fischart.

In den Seegraswiesen war der Teppichhai mit +/- 80 cm die größte vorkommende Art, gefolgt von *Sphyraena barracuda* und *Lates calcarifer* mit +/- 53 cm Länge. *Arius maculates* mit +/- 26 cm war die größte Fischspezies in den Algenwiesen. Jedoch war Sepiella inermis mit +/- 28 cm größer als alle in den Algenwiesen gesichteten Fischarten (vgl. Tabelle 1) Der größte prozentualen Anteil der Fischfamilien fiel auf die Familie der *Terrapontidae* in allen drei Habitaten (vgl. Tabellen 3, 4 und 5), dies könnte mit dem häufigen Auftreten des *Terapua jarbua* zusammenhängen, der durch Köder sehr leicht in großer Anzahl angelockt werden kann.

Die einheimischen Fischer fangen den *Terapua jarbua* lebend, da dieser als Lebendköder für den Fang großer Fische in tiefen Gewässern eingesetzt wird. Die Seegraswiesen in der Palk

Bay dienen als Brutstätte und Kinderstube für *Cephalopoden (*Kopffüßer*)*. Die Untersuchungen haben gezeigt, dass *Cephalopoden* in den Seegraswiesen häufiger vorkommen und dort auch größer sind als in den Algenwiesen, dies konnte in den künstlichen Riffen nicht festgestellt werden. Die künstlichen Riffe locken eine Vielzahl von Fischarten an, welche die Kleinfischerei unterstützen. Dennoch unterscheiden sich die Fischgemeinschaften in künstlichen Riffen von denen in natürlichen Habitaten. So sind der Papageienfisch (*Scarus ghobban)*, der Rotzahndrückerfisch (*Odonus niger)* und der Zackenbarsch (*Epinephelus diacanthus)* (vgl. Abbildung 48) keine einheimische Fischarten in der nördichen Palk Bay und sie sind für den kommerziellen Fischfang unbedeutend. Einheimischen Fischern zu folge kommen diese Raubfische nur in den künstlichen Riffen vor, dies wurde auch in dieser Studie bestätigt. Die Fischer gaben auch an, dass Papageienfische und Zackenbarsche auf den lokalen Fischmärkten nicht beliebt seien und daher in andere Länder exportiert würden. Zusätzlich zu den Schwierigkeiten kommerzielle Absatzmärkte vor Ort zu finden, könnte die Ansammlung von Raubfischen in den künstlichen Riffe zu einer Veränderung der natürlichen Nahrungskette und des ökologischen Gleichgewichts benachbarter Ökosysteme führen. Ein positiver Aspekt der künstlichen Riffe liegt darin, dass Schleppnetzboote den künstlichen Riffinstallationen fern bleiben, da die Netze durch diese beschädigt werden. Die Studie unterlag eigenen Beschränkungen durch Zeit, Ausrüstung, Wetterbedingungen und Standorten. Sie muss durch den Einsatz besserer Ausrüstung mit der vergleichbare Versuche mit verschiedenen Arten von Ködern in anderen Regionen der Palk Bay durchgeführt werden können, verbessert werden. Dennoch ist diese Studie die erste dieser Art in der Palk Bay, bei der eine fortgeschrittene Videotechnik eingesetzt wurde und somit keine schädlichen Sammelmethoden angewendet werden mussten.

4.3. Statistische Analyse

Es wurde eine zweidimensionale Varianzanalyse (ANOVA) durchgeführt, um die Wechselwirkungen zwischen den Umweltfaktoren und der Anzahl der Fische in den künstlichen Riffen, Seegras- und Algenwiesen festzustellen. Der Bestimmtheitskoeffizient (R2= 0,89 in künstlichen Riffen, 0,99 in Seegraswiesen und 0,72 in Algenwiesen) zeigt, bis zum welchem Grad die Schwankungen bei den Fischzahlen durch Umweltfaktoren erklärt werden können (vgl. Tabelle 4). Die Analyse beweist, dass 89% der Schwankungen in den

künstlichen Riffen, 99 % der Schwankungen in den Seegraswiesen und nur 71 % der Schwankungen in den Algenwiesen erklärt werden können. Bei den verbleibenden 11 % in den künstlichen Riffen, 1 % in den Seegraswiesen und 29 % in den Algenwiesen handelt es sich um Zufallsbefunde. Ebenso wichtig ist es, sich die Ergebnisse der Abweichungsanalyse anzuschauen (vgl. Tabellen 5,6 und 7). Die Ergebnisse ermöglichen es uns, festzustellen, ob die Umweltfaktoren (Erklärungsvariablen) bedeutsam für den Fischreichtum sind oder nicht (Nullhypothese). Die Wahrscheinlichkeit in Relation zur Fische-Verteilung liegt unter 0,603 bei den künstlichen Riffen (A.R.), unter 0,060 bei den Seegraswiesen und unter 0,859 bei den Algenwiesen. Das bedeutet, dass, angenommen, die Nullhypothese sei falsch, das Wahrscheinlichkeitsrisiko bei 60,3 % für die künstlichen Riffe, bei 6 % für die Seegraswiesen und 86,9 % bei den Algenwiesen liegt. Somit können die Wechselwirkungen zwischen den Umweltfaktoren und dem Fischreichtum in allen drei Habitaten als bedeutsam angesehen werden. Die Standard-Restgrößen (vgl. Tabellen 12, 13 und 14) waren normal verteilt.
Die Analyse der Wechselwirkungen zwischen den Umweltfaktoren und der Anzahl der Fische hat gezeigt, dass bei einer Temperatur von 24^{o} C, einem pH-Wert von 7,5 und einer Salinität von 30ppt die Zahl an Fischen in den künstlichen Riffen hoch war (vgl. Schaubilder 15, 16, 17, 18, 19 und 20). In den Seegraswiesen gab es eine hohe Anzahl an Fischen bei einer Temperatur von 27^{o}C, einem pH-Wert von 7,9 und einer Salinität von 30ppt (vgl. Schaubilder 21, 22, 23, 24, 25 und 26). Algenwiesen wiesen eine größere Zahl an Fischen bei einer Temperatur von 27^{o}C, einem pH-Wert von 7,5 und einer Salinität von 28ppt auf (vgl. Schaubilder 27, 28, 29, 30, 31 und 32) auf.

5. Schlussfolgerung

Abschließend lässt sich feststellen, dass künstliche Riffstrukturen als Lockstationen für Fische (fish aggregating device (FAD)) in anderen Regionen der Palk Bay genutzt werden können, um die handwerkliche Fischerei zu unterstützen. Die Standorte sollten erst nach ausführlichen wissenschaftlichen Unterwasserfeldstudien und nach Beratung mit den einheimischen Fischern ausgewählt werden. Künstliche Riffe sollten nicht in und nicht im Umfeld von Seegraswiesen installiert werden und sollten auf stabilem sandigen Meeresboden, wie er ca. 7 bis 8 km von der Küste der Palk Bay vorkommt, platziert werden. Das Fischen mit Schleppnetzbooten sowie auch anderen Formen des Fischfangs sind in den künstlichen Riffen bereits offiziell nicht erlaubt. Dennoch setzen einige Fischer noch Fangkörbe (vgl. Abb. 47) in den künstlichen Riffen ein, was einen Einfluss auf die Fischgesellschaften dort haben und die Riffe beschädigen könnte. Im Laufe der Studie wurde beobachtet, wie ein Teil der künstlichen Riffe durch Dynamitfischerei (vgl. Abb. 49 und 50) und Schleppnetzboote (vgl. 46) beschädigt wurde. Jegliche Form des Fischfangs mit schädigenden Methoden in den künstlichen Riffen und den Seegraswiesen muss zukünftig strikt geahndet werden. Die Palk Bay ist verstärktem Druck durch die Fischerei ausgesetzt, dies führt auch zu grenzüberschreitenden Problemen. Daher kann die Installation künstlicher Riffstrukturen in ausgewählten Gebieten von den lokalen Behörden zur Förderung der Kleinfischerei eingesetzt werden, ohne die natürlichen Seegraswiesen in der Palk Bay zu stören.

Tabelle 1: Zeigt die durchschnittliche Häufigkeits- und Größenverteilung der Fische, die während der Studie in den künstlichen Riffstrukturen erfasst wurden.

Nr.	Tamil Name	Englischer Name	Wissenschaftlicher Name	Familie	Häufigkeit	Größe (cm)
1	ஊடகம்	Whipfin silver biddy/	*Gerres filamentosus Cuvier, 1829*	Gerreidae	7	11±
2	ஊளி மீன்	Banded barracuda	*Sphyraena jello*	Sphyraenidae	3	70±
3	கிளாத்தி மீன்	Red-tooth trigger fish	*Odonus niger*	Tetraodontoidei	3	18±
4	ஓரா மீன்	Streaked spinefoot	*Siganus javus*	Siganidae	2	22±
5	செப்பிலி மீன்	Bigeye snapper	*Lutjanus lutjanus*	Lutjanidae	3	30±
6	சகாடுவா மீன்	Sea bass	*Lates calcarifer*	Centropomidae	1	80±
7	செத்திலி மீன்	Indian anchovy	*Stolephorus indicus*	Engraulidae	8	8±
8	விளமீன்	Spangled emperor	*Lethrinus nebulosu*	Lethrinidae	1	37±
9	கிளிமீன்	Parrot fish	*Scarus ghobban*	Scaridae	5	45±
10	கீலி மீன்	Tiger Bass	*Terapon jarbua*	Terapontidae	11	12±
11	செங்கனி	Waigieu sea perch	*Psammoperca waigiensis*	Centropomidae	3	18±
12	களவா	Thorny cheek	*Epinephelus diacanthus*	Serranidae	2	21±
13	காள மீன்	Fourfinger threadfin	*Eleutheronema tetradactylum*	Polynemidae	2	11±
14	பருத்தி	John's snapper	*Lutjanus johnii*	Lutjanidae	3	39±
15	பன்னா	Sin croaker	*Johnius dussumieri*	Sciaenidae	1	13±
16	கதிப்பு/சுதும்பு	False trevally	*Lactarius lactarius*	Lactariidae	4	15±
17	கிழங்கான்	Silver whiting	*Sillago sihama*	Sillaginidae	3	11±
18	வாவல்	White pomfret	*Pampus argenteus*	Stromateidae	2	22±
19	கழுளா	Faughn's mackerel	*Rastrelliger faughni*	Scombridae	2	29±
20	□றல்	Blackspotted croaker	*Protonibea diacanthus*	Sciaenidae	1	44±

Table 2: Showing Mean abundance and size of fishes recorded in Seegraswiesen

Nr.	Tamil Name	Englischer Name	Wissenschaftlicher Name	Familie	Häufigkeit	Größe (cm)
1	ஊடகம்	Whipfin silver biddy/	*Gerres filamentosus Cuvier, 1829*	Gerreidae	4	8±
2	ெளி கனவா	Indian squid	*Loligo duvaucelli*	Loliginidae	1	19±
3	ஓட்டு	Cuttlefish	*Sepia spp*	Sepiidae	1	35±
4	ெீலா	Great barracuda	*Sphyraena barracuda*	Sphyraenidae	3	53±
5	ஓரா மீன்	Streaked spinefoot	*Siganus javus*	Siganidae	1	17±
6	செப்பிலி	Bigeye snapper	*Lutjanus lutjanus*	Lutjanidae	1	21±
7	சகாடுவா	Sea bass	*Lates calcarifer*	Centropomidae	1	53±
8	சகடுத்தத	Spotted catfish	*Arius maculatus*	Ariidae	2	28±
9	முரல் மீன்	Flat needlefish	*Ablennes hians*	Belonidae	3	37±
10	செத்திலி	Indian anchovy	*Stolephorus indicus*	Engraulidae	4	8±
11	ெீலா	Great barracuda	*Sphyraena barracuda*	Sphyraenidae	2	45±
12	விளமீன்	Spangled emperor	*Lethrinus nebulosu*	Lethrinidae	2	26±
13	கீலி மீன்	Tiger Bass	*Terapon jarbua*	Terapontidae	33	8±
14	தாழஞ் சுறா	still to be identified			1	89±
15	செங்கனி	Waigieu sea perch	*Psammoperca waigiensis*	Centropomidae	2	32±

Table 3: Showing Mean abundance and size of fishes recorded in Algenwiesen

No.	Tamil Name	English Name	Scientific Name	Family	Mean Abundance	Mean Size
1	ஓட்டு	Cuttlefish	*Sepia spp*	Sepiidae	1	28±
2	ஓரா மீன்	Streaked spinefoot	*Siganus javus*	Siganidae	3	15±
3	சகடுத்தத	Spotted catfish	*Arius maculatus*	Ariidae	4	26±
4	கீலி மீன்	Tiger Bass	*Terapon jarbua*	Terapontidae	48	7±

Table: 4. Showing Goodness of fit coefficients for all the three sites:

	A.R	S.B	A.B
R (coefficient of correlation)	0.946	1.000	0.847
R^2 (coefficient of determination)	0.896	0.999	**0.718**
R^2adj. (adjusted coefficient of determination)	0.166	0.993	-1.258
SSR	0.951	0.036	38.281

Table: 5. Showing Analysis of variance (A.R)

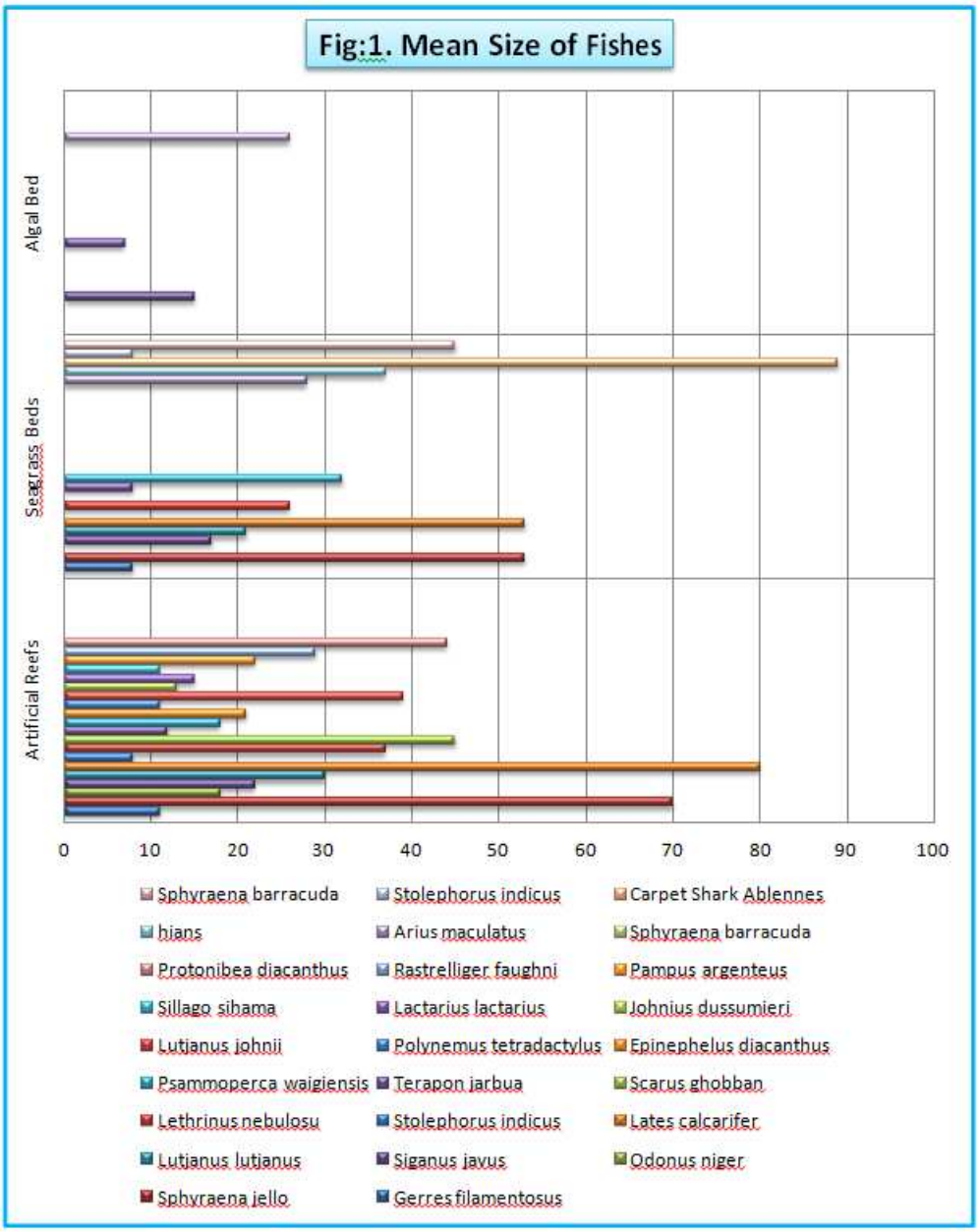
Evaluating (H0 = Y=Moy(Y)):					
Source	DF	Sum of squares	Mean square	Fisher's F	Pr > F
Model	7	8.172	1.167	1.228	**0.603**
Residuals	1	0.951	0.951		
Total	8	9.122			

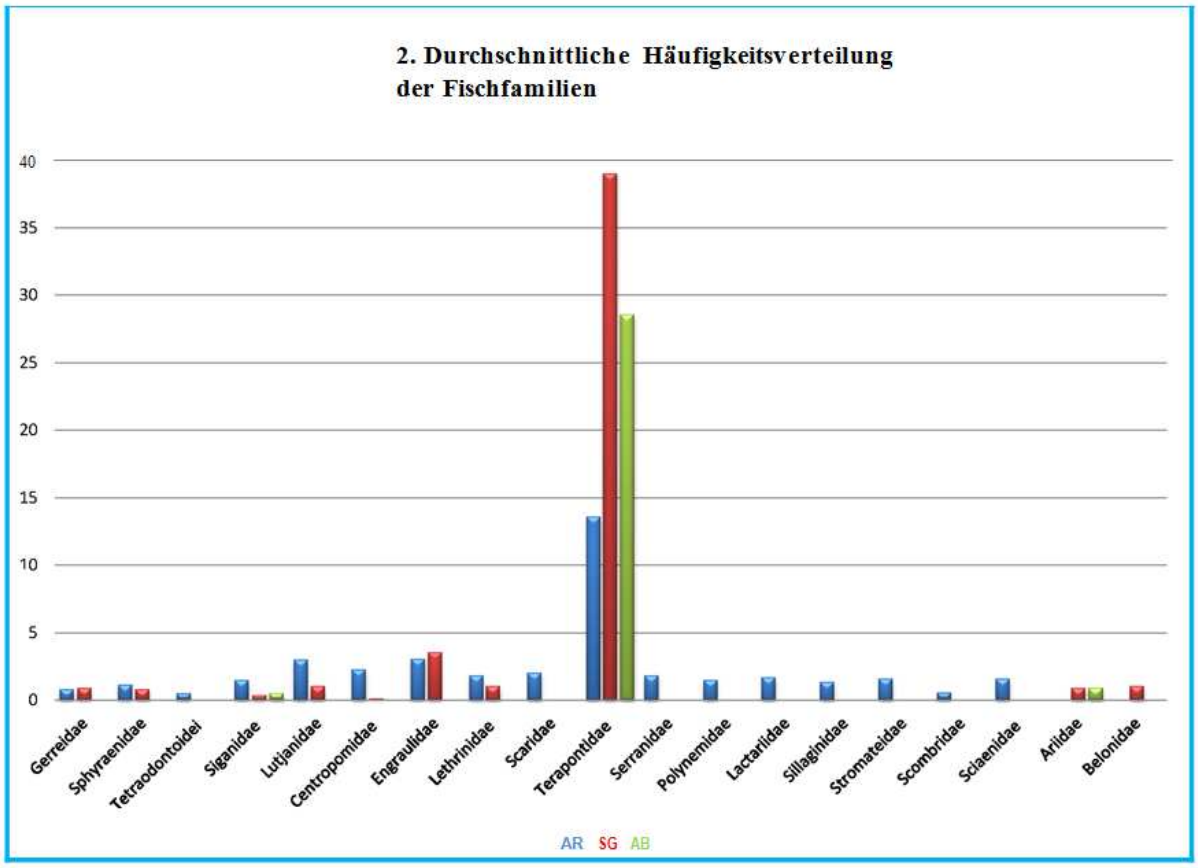
Table: 6. Showing Analysis of variance (S.B)

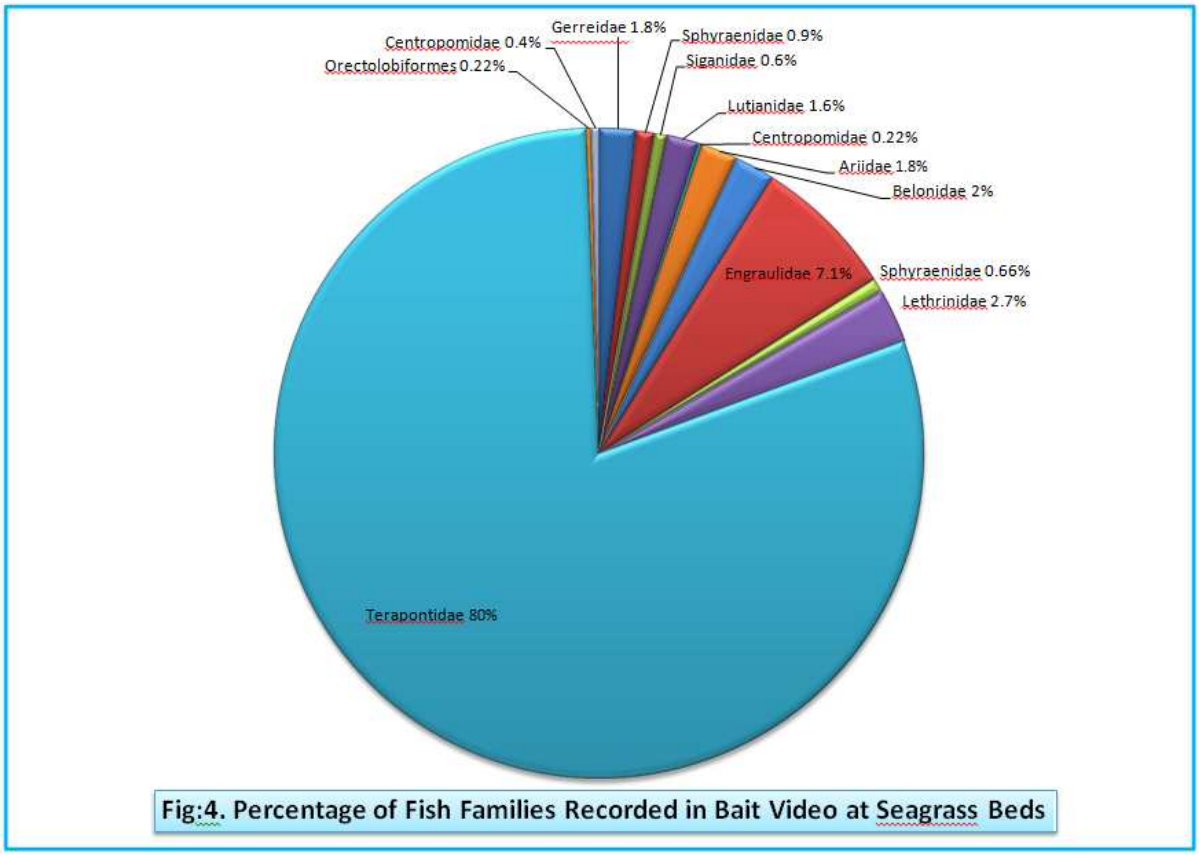
Source	DF	Sum of squares	Mean square	Fisher's F	Pr > F
Model	7	41.562	5.937	166.991	**0.060**
Residuals	1	0.036	0.036		
Total	8	41.598			

Table: 7. Showing Analysis of variance (A.B)

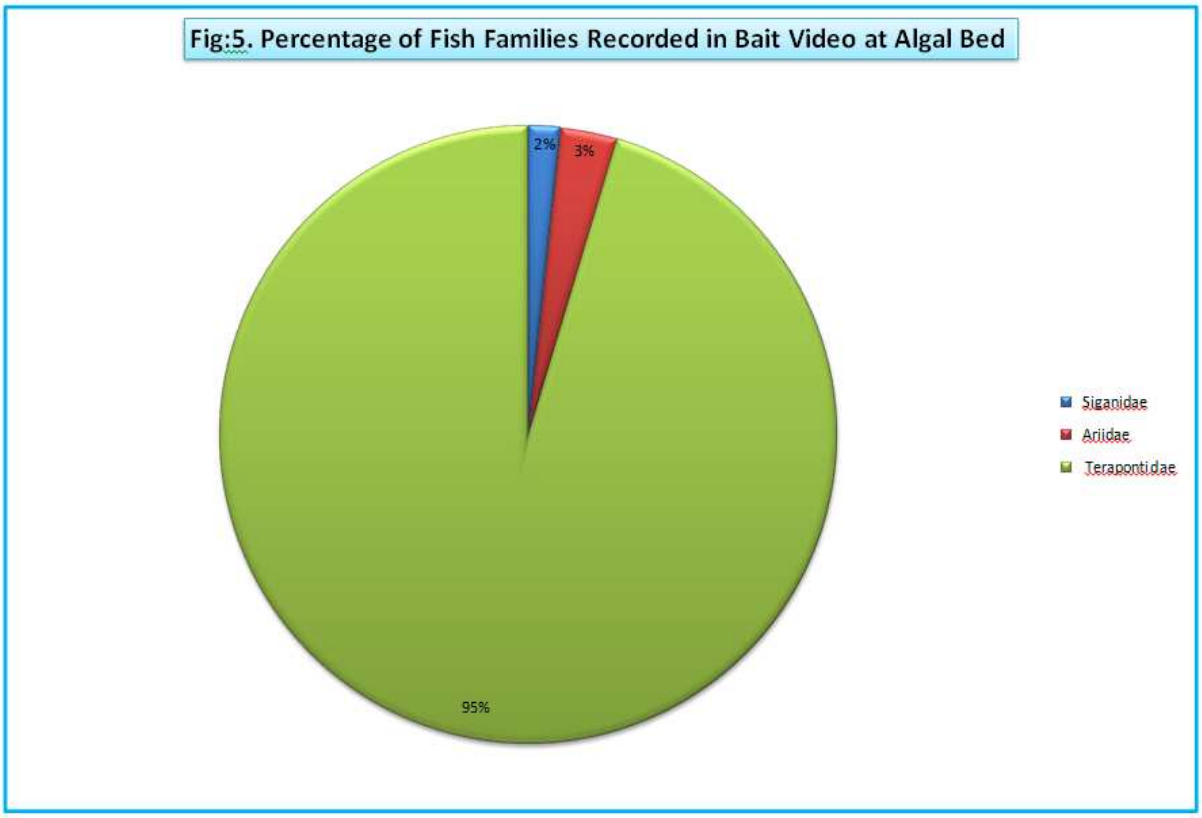
Source	**DF**	**Sum of squares**	**Mean square**	**Fisher's F**	**Pr > F**
Model	7	97.341	13.906	0.363	**0.859**
Residuals	1	38.281	38.281		
Total	8	135.622			


Fig:1. Mean Size of Fishes
Algal Bed
Seagrass Beds
Artificial Reefs
0
10
20
30
40
50
60
70
80
90
100
Sphyraena barracuda
hians
Protonibea diacanthus
Sillago sihama
Lutjanus johnii
Psammoperca waigiensis
Lethrinus nebulosu
Lutjanus lutjanus
Sphyraena jello
Stolephorus indicus
Arius maculatus
Rastrelliger faughni
Lactarius lactarius
Polynemus tetradactylus
Terapon jarbua
Stolephorus indicus
Siganus javus
Gerres filamentosus
Carpet Shark Ablennes
Sphyraena barracuda
Pampus argenteus
Johnius dussumieri
Epinephelus diacanthus
Scarus ghobban
Lates calcarifer
Odonus niger

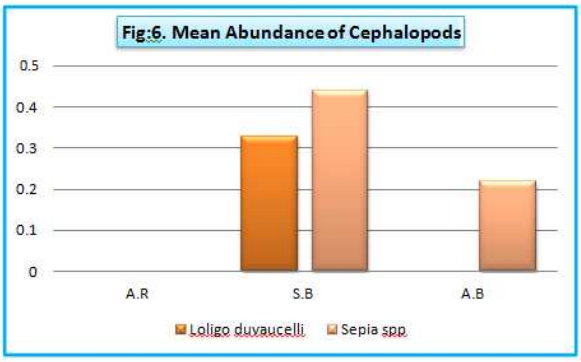

2. Durchschnittliche Häufigkeitsverteilung der Fischfamilien
40
35
30
25
20
15
10
5
0
Gerreidae
Sphyraenidae
Tetraodontoidei
Siganidae
Lutjanidae
Centropomidae
Engraulidae
Lethrinidae
Scaridae
Terapontidae
Serranidae
Polynemidae
Lactariidae
Sillaginidae
Stromateidae
Scombridae
Sciaenidae
Arlidae
Belonidae
AR SG AB

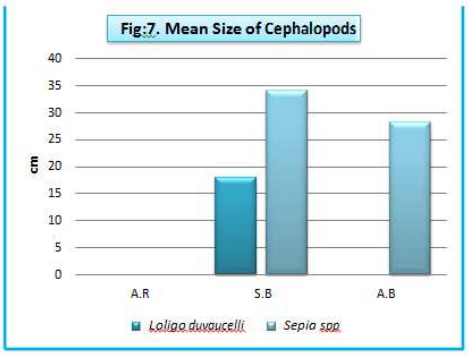


Prozentuale Häufigkeit der Fischfamilien, die mit Hilfe der Köderkamera in den Seegraswiesen nachgewiesen wurden.

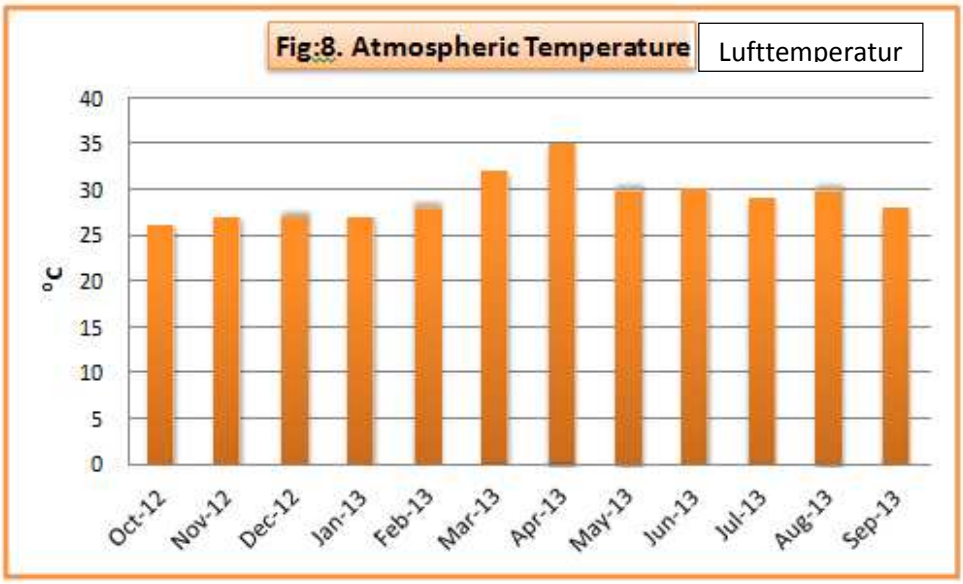


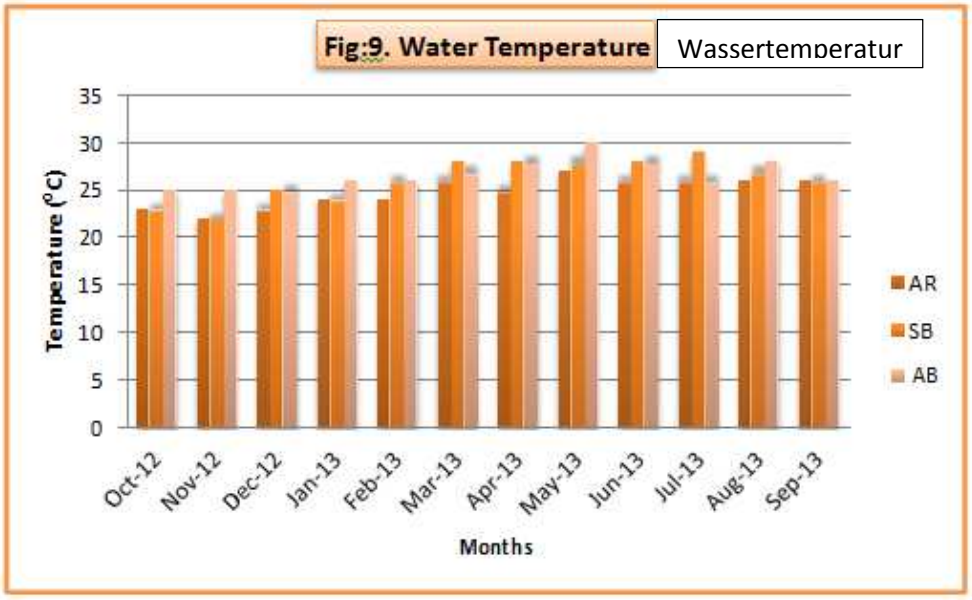
Prozentuale Häufigkeit der Fischfamilien, die mit Hilfe der Köderkamera in den Algenwiesen nachgewiesen wurden.





AR = Artificial Reef (künstliches Riff)
SB = Seagrass Bed (Seegraswiesen)
AB = Algae Bed (Algenwiesen)

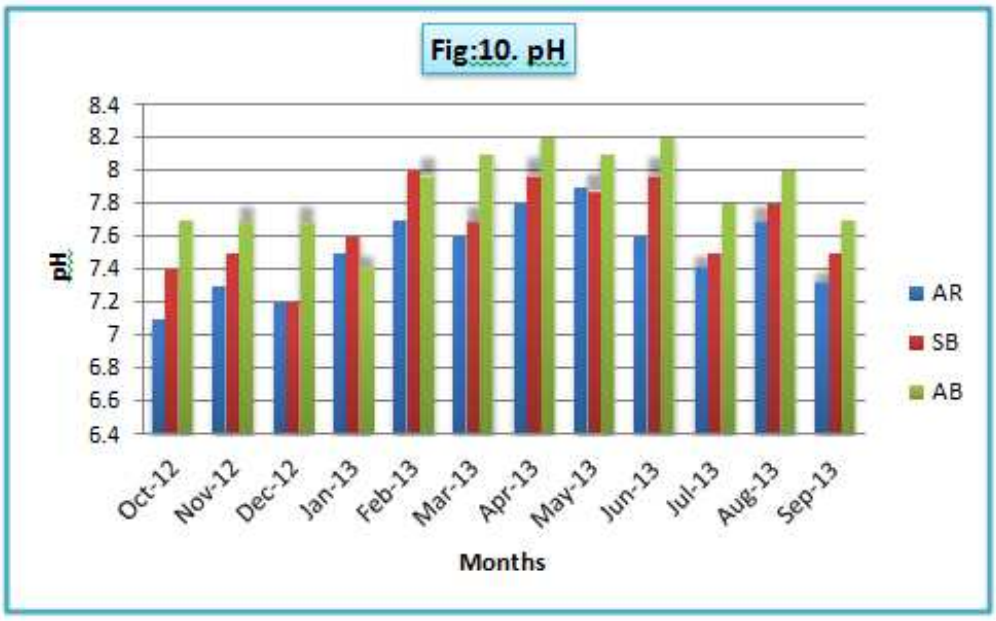




AR = Artificial Reef (künstliches Riff)

SB = Seagrass Bed (Seegraswiesen)

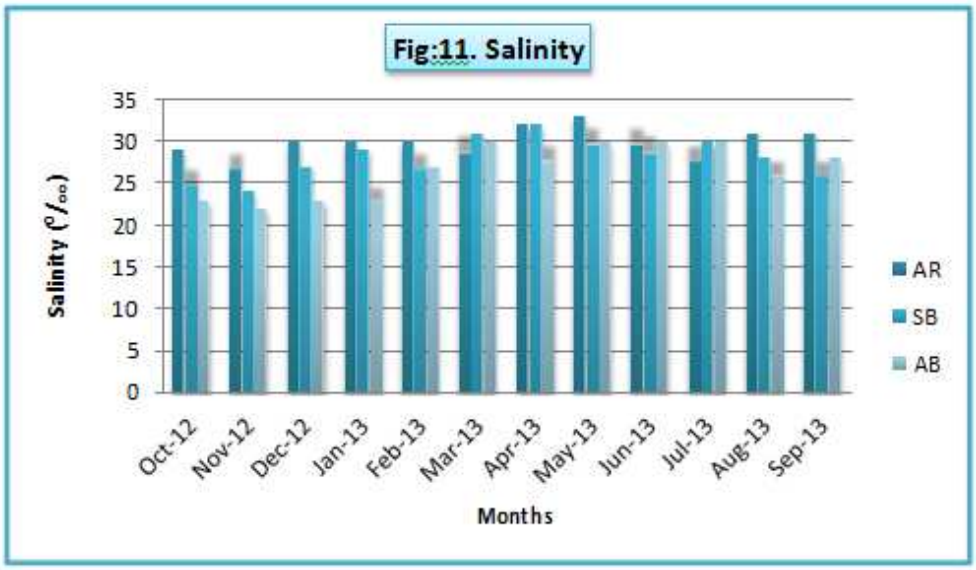
AB = Algae Bed (Algenwiesen)



AR = Artificial Reef (künstliches Riff)

SB = Seagrass Bed (Seegraswiesen)

AB = Algae Bed (Algenwiesen)



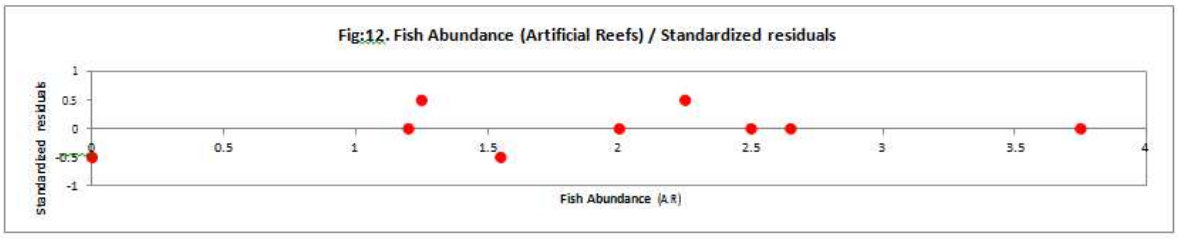


Fig:12. Fish Abundance (Artificial Reefs) / Standardized residuals

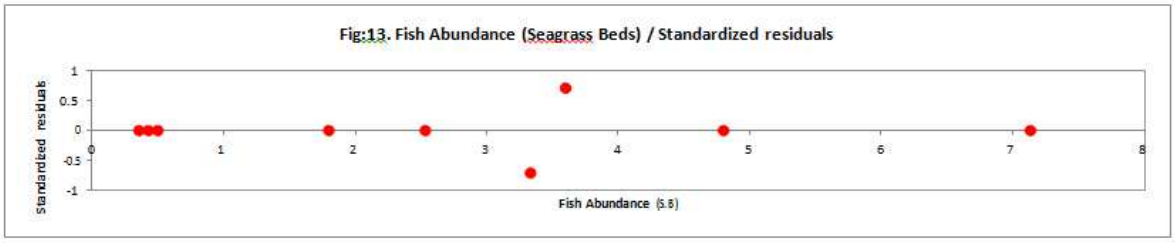


Fig:13. Fish Abundance (Seagrass Beds) / Standardized residuals

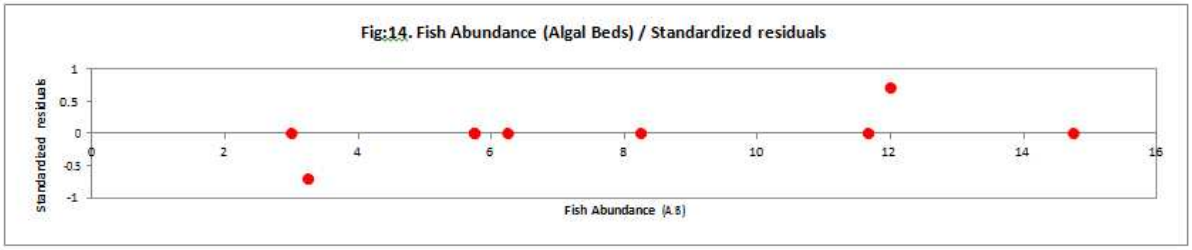
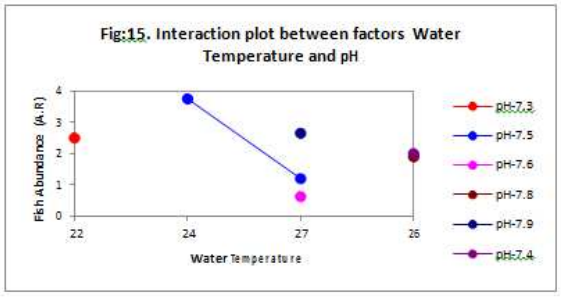
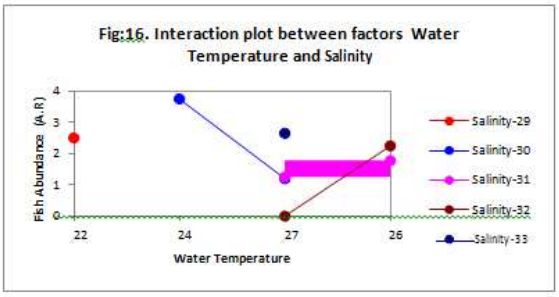
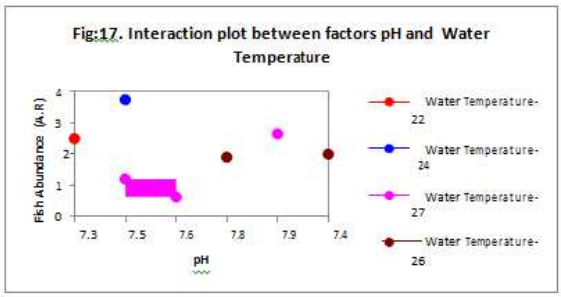


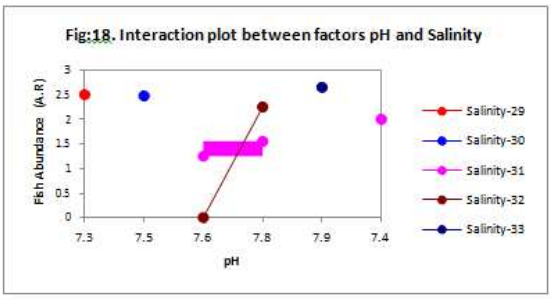
Fig:14. Fish Abundance (Algal Beds) / Standardized residuals

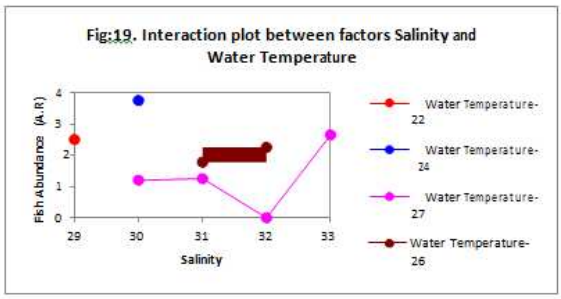
Analyse der Wechselwirkungen zwischen Umweltfaktoren und deren Einfluss auf den Fischreichtum in künstlichen Riffen

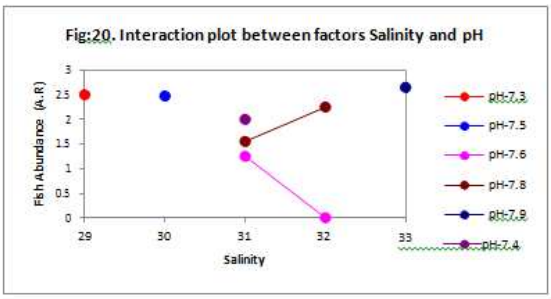












Analyse der Wechselwirkungen zwischen Umweltfaktoren und deren Einfluss auf den Fischreichtum in Algenwiesen

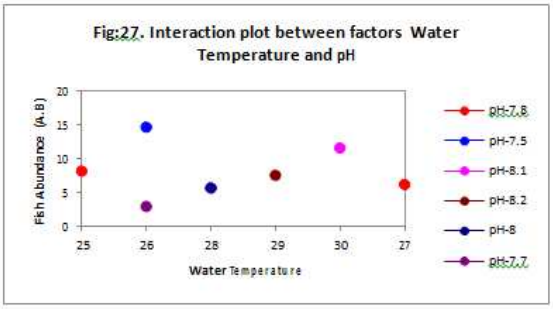


Fig:27. Interaction plot between factors Water Temperature and pH

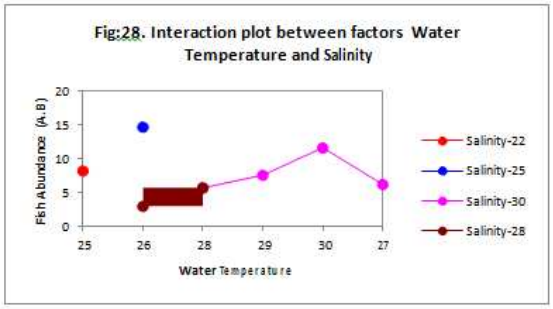


Fig:28. Interaction plot between factors Water Temperature and Salinity

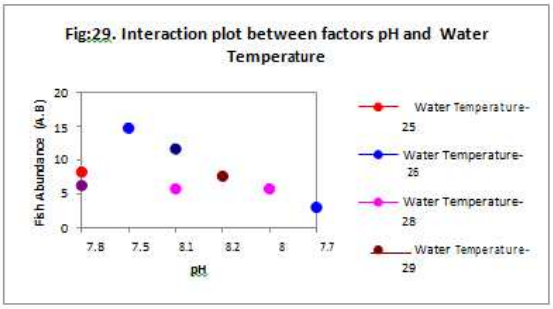


Fig:29. Interaction plot between factors pH and Water Temperature

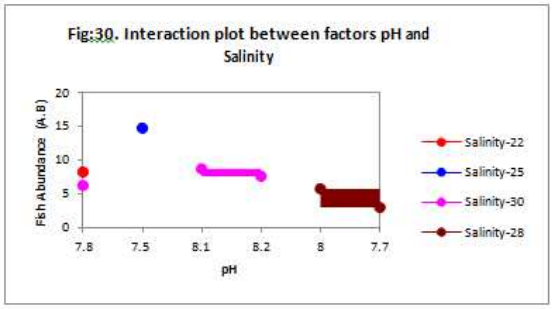


Fig:30. Interaction plot between factors pH and Salinity

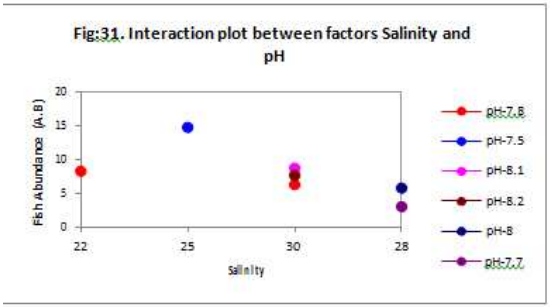


Fig:31. Interaction plot between factors Salinity and pH

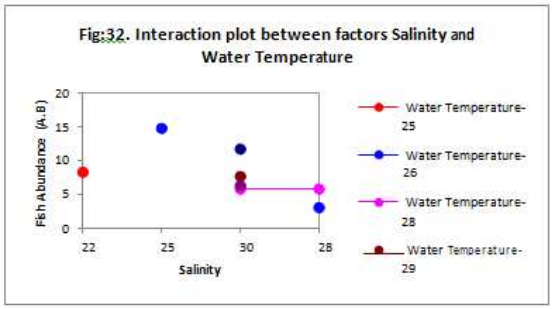


Fig:32. Interaction plot between factors Salinity and Water Temperature

Analyse der Wechselwirkungen zwischen Umweltfaktoren und deren Einfluss auf den Fischreichtum in Seegraswiesen

Fig:21. Interaction plot between factors Water Temperature and pH

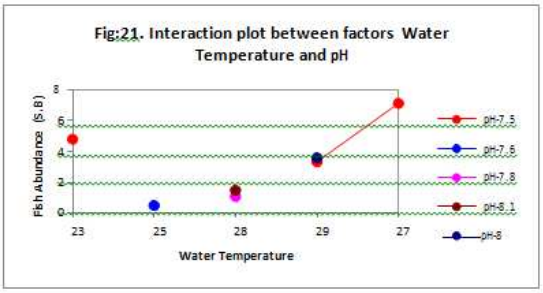


Fig:22. Interaction plot between factors Water Temperature and Salinity

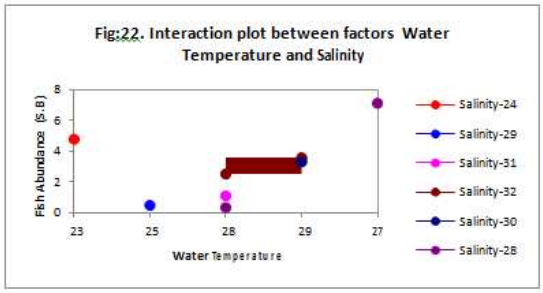


Fig:23. Interaction plot between factors pH and Water Temperature

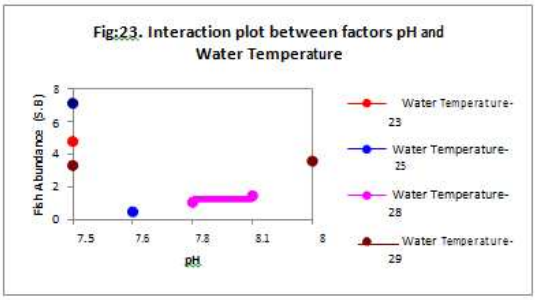


Fig:24. Interaction plot between factors pH and Salinity

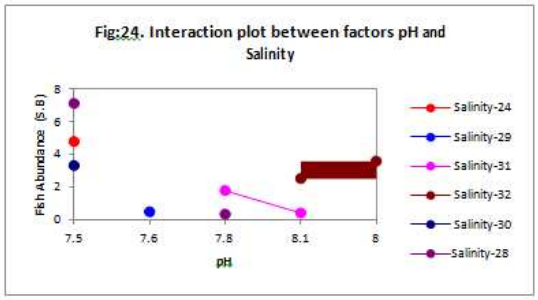


Fig:25. Interaction plot between factors Salinity and Water Temperature

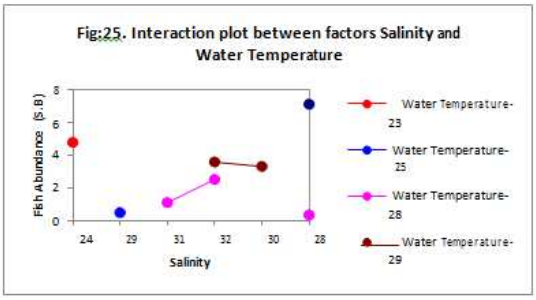


Fig: 26. Interaction plot between factors Salinity and pH

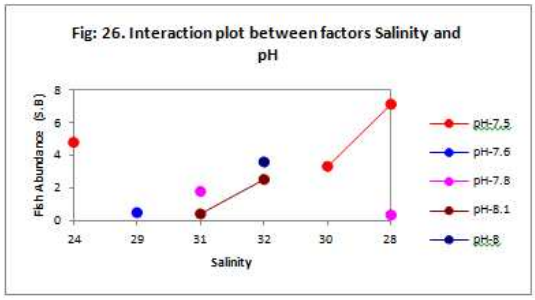


Abb 33: Palk Bay



Abb. 34 zeigt Standorte von künstlichen Riffen im Norden der Palk Bay





Abb. 35 Ein Taucher bei der Installation der Köder mit dem Kamerasystems

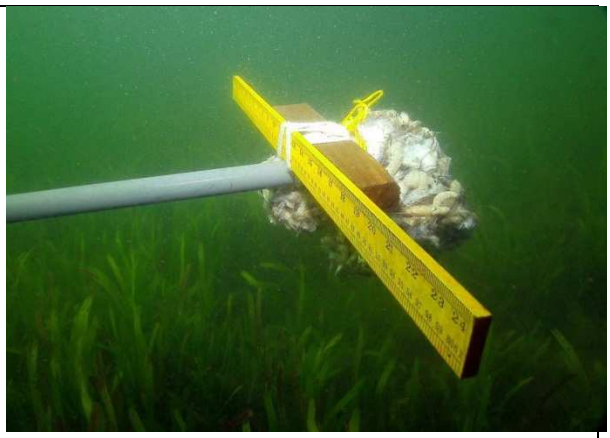


Abb. 36 Fertig montierte Köder aus der Video-Kamera-Ansicht



Abb. 37 Wasserproben nehmen



Abb. 38 Dort wo die Fischköder an der Spitze des Stahlarmes aufgebunden sind, wird eine Maßstab befestigt, um die Größe der Fische beurteilen zu können.



Abb.39 Köder-Videosystem ist in den Seegraswiesen fixiert.



Abb. 40 Es wurde eine GoPro HD Kamera für das Köder-Videosystem eingesetzt.

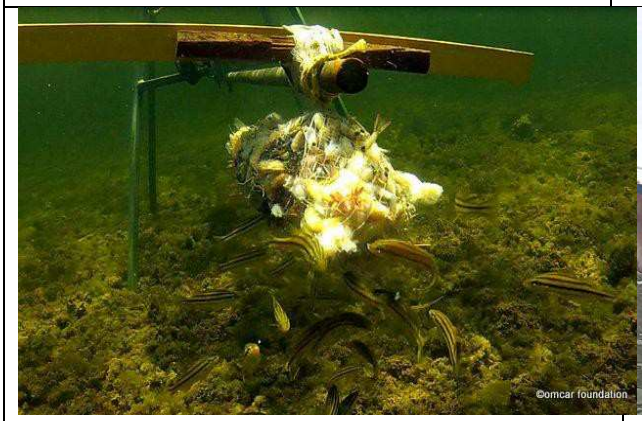


Abb. 41 Fische attackieren die Köder in einer Algenwiese.



Abb. 42 Das Köder-Videosystem wird vom Boot ins Meer gesetzt.



Abb. 43 "Giebel"-förmige Betonteile eines künstlichen Riffs (Seitenansicht).



Abb. 44 Verschiedenen Fischarten haben sich in dem künstlichen Riff eingefunden.



Abb. 45 Ringförmige künstliche Riffstruktur

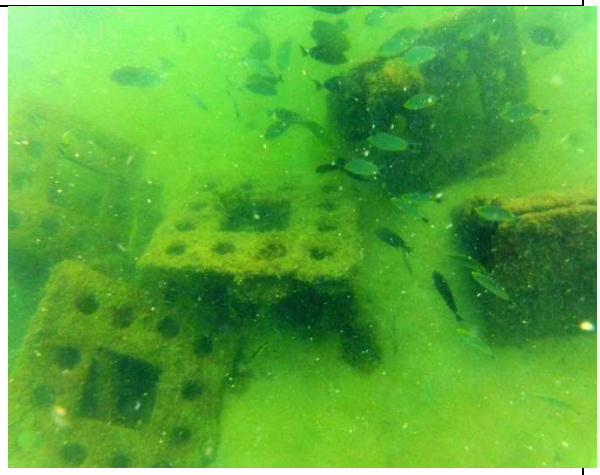


Abb. 46 Künstliche Riffstruktur, die von Netzen der Fischtrawler beschädigt wurde.



Abb. 47 Reusenfischfang wird von manchen Fischern in Palk Bay praktiziert und die Reuse wurde vom OMCAR-Team inspiziert.



Abb. 48 Zackenbarsch halten sich (Epinephelus diacanthus) in den künstlichen Riffen auf.



Abb. 49 Eine künstliche Riffstruktur, die durch Dynamitfischen beschädigt wurde (Jan.2013)

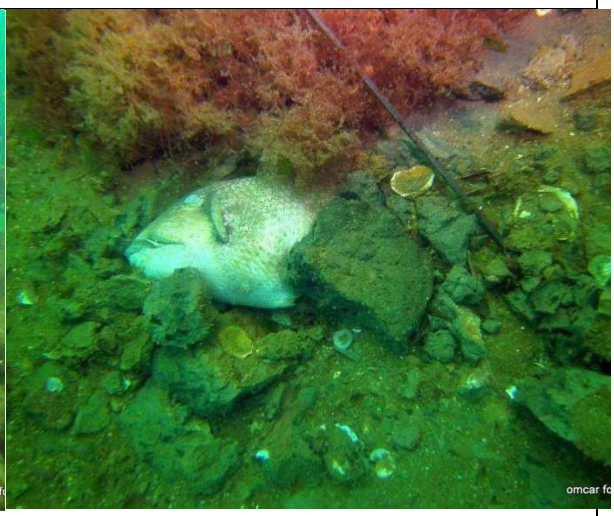


Abb. 50 Ein toter Papageienfisch - Opfer von Dynamitfischen in künstlichen Riffen (Jan. 2013)

8. Literaturnachweis und Referenzen

ANANTHAN, G. 1995. Plankton ecology and heavy metal studies in the marine environments of Pondicherry, India. Annamalai University, India. Ph.D. Thesis.125 pp.

BAYLE-SEMPERE, J. T.; RAMOS-ESPLA, A.; GARCIACHARTON, J. A. Intra-annual variability of an artificial reef fish assemblage in the marine reserve of Tabarca (Alicante, Spain, SW Mediterranean). Bull. mar. Sci., v. 55, n.2, p. 824-835, 1994.

BOHNSACK, J.A.; HARPER, D.C; McCLELLAN, D.B ;HULSBECK, M. Effects of reef size on colonization and assemblage structure of fishes at artificial reefs off southeastern Florida, U.S.A. Bulletin of Marine Science, 55(2-3): 796-823, 1994.

BOMBACE, G.; FABI G.; FIORENTINI, L.; SPERANZA, S. Analysis of the efficacy of artificial reefs located in five different areas of the Adriatic Sea. Bull. mar. Sci., v. 555, p. 559-580, 1994.

BORTON, S.A; KIMMEL, J.J. Environmental assessment and monitoring of artificial reefs. In: W.Seaman Jr., L.M. Sprague (Eds.), Artificial Habitats for Marine and Freshwater Fisheries, Academic Press Inc, New York: 177-236, 1991.

BORTONE, S.A.; SAMOILYS, M.A.; FRANCOUR, P. Fish and macroinvertebrate evaluation methods. In: Artificial reef evaluation with application to natural habitats, Boca Raton, Fla.: CRC Press, p. 127-164, 2000.

BRANDEN, K. L.; POLLARD, D. A.; REIMERS, H. A. A review of recent artificial reef developments in Australia. Bull. mar. Sci., v. 55, p. 982-994, 1994.

BRICKHILL, M. J.; LEE, S. Y; CONNOLLY, R. M. Fishes associated with artificial reefs: attributing changes to attraction or production using novel approaches. J. Fish Biol., v. 67, Suppl. B, p. 53-71, 2005.

CADDY J.F. Marine habitat and cover. Their importance for productive coastal fishery resources. Paris, France: UNESCO Publishing; p.253, 2007.

CARR,M.H; M.A.Hixon. Predation effects on early post-settlement survivorship of coaral reef fishes Mar. Eoclo.Progre.Ser.124:31-42, 1995.

CHARBONNEL, E.; FRANCOUR, P; HARMELIN, J. G. Finfish population assessment techniques on artificial reefs: a review in the European Union. In: JENSEN, A.C., (Ed.). European artificial reefs research. EARRN CONFERENCE, 1st, March 1996, Ancona, Italy. Proceedings... Southampton: Oceanography Centre Publisher, p. 261-277, 1997.

GOMEZ-BUCKLEY, M.C.; HAROUN, R.J. Artificial reefs in the Spanish coastal zone. Bull. mar. Sci., v. 55, n. 2-3, 1994.

JENSEN A. C., COLLINS K. J.; LOCKWOOD A. P. M. (Ed). Artificial reefs in European Seas. London: Kluwer Academic Publishers, p. 379-40, 2000.

JENSEN, A.C.; COLLINS, K.J. The Poole Bay artificial reef project 1989 to 1994. Biol. Mar. Mediterr., v.2, n.1, p. 111-112, 1995.

KANNAN, R.; KANNAN. L. 1996. Physico-chemical characteristics of seaweed beds of the Palk Bay, Southcoast of India. Indian J. Mar. Sc., 25, 358-362.

LÖK, A.; METIN, C.; ULAS, A.; DÜZBASTILAR, F. O.; TOKAC, A. Artificial reefs in Turkey. ICES J. mar. Sci., v. 59, p. S192-S195, 2002.

MARASCO RJ; GOODMAN D; GRIMES CB; LAWSON PW; PUNT AE AND QUINN III TJ. Ecosystem-based fisheries management: some practical suggestions. Can J Fish Aquat Sci; 64: 928-39, 2007.

MORENO, I. Effects of substrate on the artificial reef fish assemblage in Santa Eulalia Bay (Ibiza, Western Mediterranean). ICES J. mar. Sci., v. 59, p. S144-S149, 2002.

NAIR, K.V.K.; GANAPATHY, S. 1983. Baseline ecology of Edaiyur-Madras esturine system at Kalpakkam. Part I, General hydrographic and chemical feature. Mahasager. *Bull. Natl. Inst. Oceanogr.* 16(2), 143-151.

OSENBERG, C. W.; ST. MARY, C. M.; WILSON, J. A.; LINDBERG, W.J.. A quantitative framework to evaluate the attraction-production controversy. ICES J. mar. Sci., v. 59, p. S214-S221, 2002.

POLOVINA, J. J.; SAKAI, I. Impacts of artificial reefs on fishery production in Shimanaki, Japan. ICES J. mar. Sci., v. 44, p. 997-1003, 1989.

RAJASEGAR, M. 1998. Environmental inventory on Vellar estuary (Southeast coast of India) in relation to shrimp forming. Annamalai University, India. *Ph.D. Thesis*. 195 pp.

RAMOS-ESPLA, A. A.; GUILLEN, J. E., BAYLE, J. T.;SANCHEZ-PEREZ, P. Artificial anti-trawling reefs off Alicante, South-Eastern Iberian Peninsula: Evolution of reef block and set designs. In: JENSEN A.C., COLLINS K.J.; LOCKWOOD A.P.M. (Ed). Artificial reefs in European Seas. London: Kluwer Academic Publishers, p. 195-218, 2000.

LOCKWOOD A.P.M. (Ed). Artificial reefs in European Seas. London: Kluwer Academic Publishers, p. 195-218, 2000.

REED, D. C.; SCHROETER, S. C.; HUANG, D.; ANDERSON, T. W.; AMBROSE, R.F. Quantitative assessment of different artificial reef designs in mitigating losses to kelp forest fishes. Bull. mar. Sci., v. 78, n. 1, p. 133-150, 2006.

SANTAELLA, E.; REVENGA, S. Artificial reefs and marine reserves. Implementation of the objectives from multiannual guidance programmes 1987-1991 and 1992- 1996. Boll. Oceanol. teor. appl., v. 11, n. 3-4, p. 165- 172, 1995.

SANTOS, M. N.; MONTEIRO, C. C. A fourteen year overview of the fish assemblages and yield of the two oldest Algarve artificial reefs in Portugal (southern Portugal). Hydrobiologia, v. 580, p. 225-231, 2007.

SANTOS, M. N.; MONTEIRO, C. C. A fourteen year overview of the fish assemblages and yield of the two oldest Algarve artificial reefs in Portugal (southern Portugal). Hydrobiologia, v. 580, p. 225-231, 2007.

SAMPATHKUMAR, P. 1992. Investigations on plankton in relation to hydrobiology and heavy metals in the Tranquebar – Nagappattinam coast, India. Annamalai University, India. *Ph.D. Thesis.* 184 pp.

SARASWATHI, R. 1993. Hydrobiology of two estuarine systems (Arasalar and Kaveri) of the southeast coast of India with special reference to plankton. Annamalai University, India. *Ph.D. Thesis.* 267 pp.

SEAMAN, W.; JENSEN, A. C. Purposes and practices of artificial reef evaluation. In: SEAMAN, W. (Ed.). Artificial reef evaluation with application to natural marine habitats. Boca Raton, Fla.: CRC Press, p. 1-19, 2000.

SRIDHAR, R.; THANGARADJOU, T.; SENTIHILKUMAR, S.; KANNAN, R. 2006. Water quality and phytoplankton characteristics in the Palk Bay, southeast coast of India. *J.Environ.Biol.* 27(3), 561-566.

VIJAYALAKSHMI, S. 1999. Biomonitoring and histopathological impacts of Tributyltin (TBT) pollution in the coastal areas of Parangipettai and cuddalore – India. Annamalai University, India. . *Ph.D. Thesis.* 128 pp.