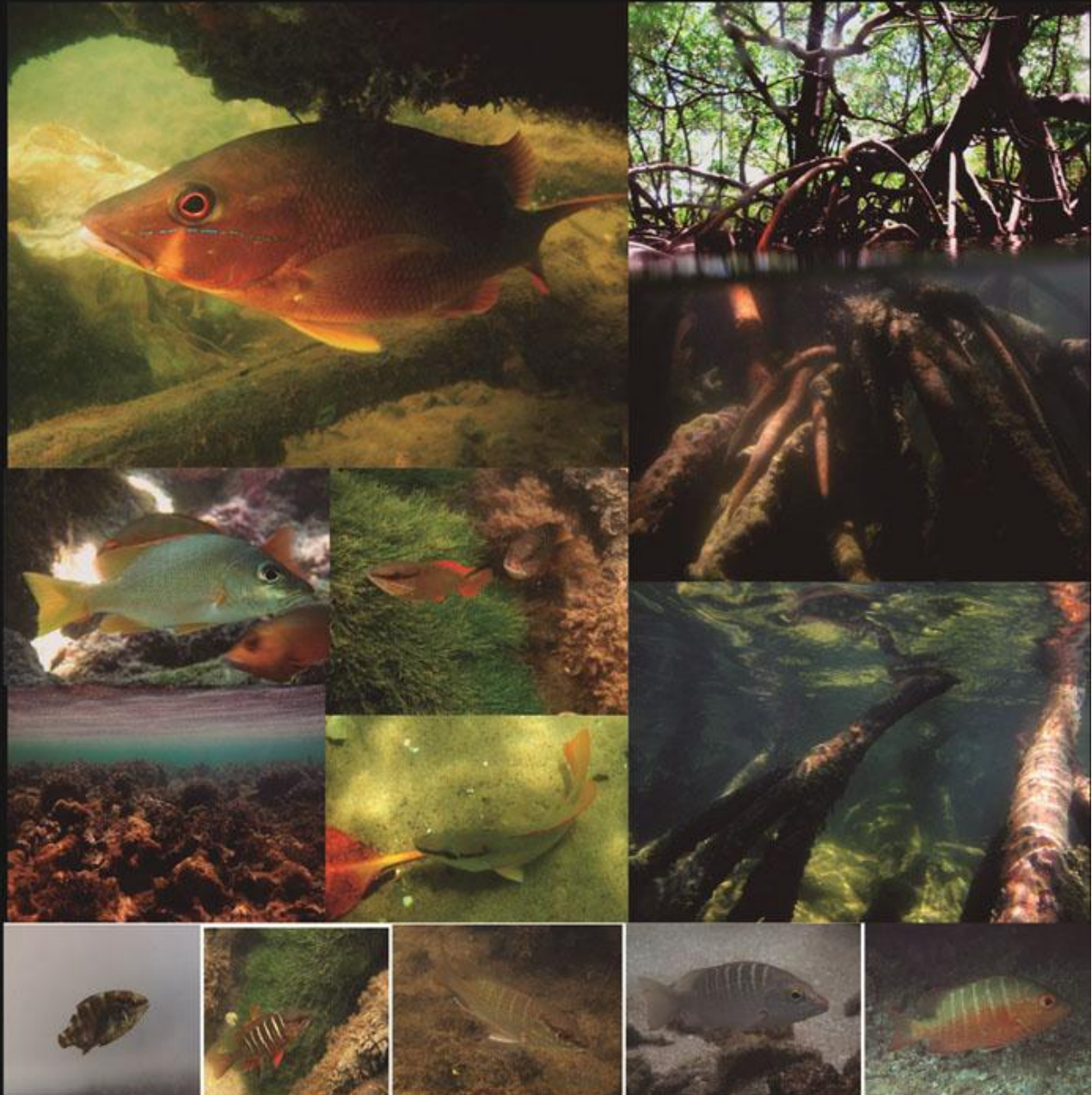


**Conectividade entre áreas de berçário e
plataforma continental: importância do mangue
em estágios iniciais do ciclo de vida para *Lutjanus
alexandrei* e *Lutjanus jocu* no litoral nordeste, Brasil.**



Alexandre Aschenbrenner

Alexandre da Cunha Aschenbrenner

Conectividade entre áreas de berçário e plataforma continental: importância do mangue em estágios iniciais do ciclo de vida para *Lutjanus alexandrei* e *Lutjanus jocu* no litoral nordeste, Brasil.

Tese apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Oceanografia da
Universidade Federal de
Pernambuco, como requisito parcial
À obtenção do título de DOUTOR

Orientadora: Dra. Beatrice Padovani Ferreira

Recife , 2014

Catálogo na fonte

Bibliotecária: Rosineide Mesquita Gonçalves Luz / CRB4-1361 (BCTG)

A824c Aschenbrenner, Alexandre da Cunha.

Conectividade entre áreas de berçário e plataforma continental: importância do mangue em estágios iniciais do ciclo de vida para *Lutjanus alexandrei* e *Lutjanus jocu* no litoral Nordeste, Brasil / Alexandre da Cunha Aschenbrenner. - Recife: O Autor, 2014.

121 folhas, il., gráfs., tabs.

Orientadora: Profa. Dra. Beatrice Padovani Ferreira.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, 2014.

Inclui Referências.

Alexandre da Cunha Aschenbrenner

Conectividade entre áreas de berçário e plataforma continental: evidência de migração ontogenética e importância do mangue em estágios iniciais do ciclo de vida para espécies *Lutjanus alexandrei* e *Lutjanus jocu* no litoral nordeste, Brasil.

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de DOUTOR. Aprovada em 25 de novembro de 2014.

Banca Examinadora:

Profa. Dr^a. Beatrice Padovani Ferreira
Universidade Federal de Pernambuco

Dr. Cristiano Queiroz de Albuquerque
Universidade Federal do Rio Grande do Norte

Profa. Dr^a. Nídia Noemi Fabre
Universidade Federal de Alagoas

Prof. Dr Mario Barletta
Universidade Federal de Pernambuco

Profa. Dr^a. Maria Elisabeth de Araújo
Universidade Federal de Pernambuco

“Em memória” de:

Heda Maria da Cunha Aschenbrenner

Agradecimentos

A Deus pela força e persistência ao realizar este estudo;

A minha orientadora Dr^a. Beatrice P. Ferreira por todos ensinamentos, experiências e confiança compartilhados;

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, pela bolsa concedida durante este estudo;

Ao Conselho Nacional de Pesquisa (CNPq), pela bolsa “sandwich” concedida durante este projeto, permitindo que novas tecnologias e conhecimentos de ponta pudessem ser aprendidos e em um futuro próximo aplicados em novas pesquisas;

A todos os pescadores do litoral de Pernambuco e Alagoas que contribuíram de forma brilhante, haja visto, que sem eles nada disto seria possível, para a coleta e conhecimento aprofundado sobre espécies e lugares de amostragem aonde dados foram coletados;

Em especial a “Carlinhos” o rei dos covos e da feira de Barreiros no litoral sul de Pernambuco pela confiança depositada e dados obtidos;

Ao ICMBio pela licença concedida na captura de juvenis nos recifes da APA Costa dos Corais em Tamandaré;

Ao Centro de Pesquisas e Gestão de Recursos Pesqueiros do Litoral Nordeste (CEPENE) pela infra-estrutura de laboratórios oferecidos para realização deste trabalho;

Ao Curso de Pós-Graduação em Oceanografia da UFPE e todos os seus professores;

A secretaria do Departamento de Oceanografia Myrna;

A dr^a. Nidia Noemi Fabre pela revisão na fase de qualificação do capítulo 2;

A toda minha família, em especial às minhas tias Jane e Cristina e ao meu irmão Raphael....valeu bro....agora somos só eu e vc “whatching eachother’s back”;

Aos meus amigos de verdade que conheci ao longo destes cinco estados por onde passei;

Às amizades cultivadas em Tamandaré com pessoas nativas e estranhas ao longo desta estadia nesta terra maravilhosa;

Em especial a Edvaldo Nascimento Costa Jr. mais conhecido por “Nino” pela amizade verdadeira e por todos os ensinamentos na arte de processar otólitos;

A meu grande amigo “Alejandro” de Florianópolis pelas idéias compartilhadas e amizade;

Ao Dr. Mauro Maida pelas experiências que fizemos, dando certo ou não, foi um aprendizado incrível;

Ao meu amigo e recentemente falecido o pescador senhor Neuro por toda a dedicação e conhecimentos compartilhados em relação às espécies e segredos do mangue (descanse em paz meu amigo);

A texas A & M University at Galveston;

As grandes amizades feitas no Texas, “Michael Dance”, “Maelle”, “David”, “Lynne” “Anna Traina”, que me receberam de braços abertos, e se despediram com lágrimas;

A especialista e técnica do laboratório em química de otólitos Dr^a Saijin Zhang pela ajuda, aprendizado e profundo conhecimento adquirido ao longo destas análises;

Em especial ao Dr. Jay Rooker pela amizade construída ao longo desta empreitada, confiança depositada, conselhos e ensinamentos valiosos;

Ao dog “Samba”, por ser tão especial, tão fiel, sempre me acordar na cama bem cedo, e por ter aprendido tão bem a como nadar e pegar cocos, sem mencionar às vezes em que velejamos.....é Samba.....você se supera a cada dia;

A meu amor Simone, que faz a diferença em minha vida, e acima de tudo, além de ter sido imprescindível para a realização deste trabalho, sempre me deu amor, compreensão, carinho e principalmente me aguentou nos momentos difíceis;

A minha amada mãe “Cookie” Heda Aschenbrenner, embora distante agora, gostaria de dedicar este trabalho a você, e agradecer pelos princípios, coragem e educação que me foram passados ao longo de nossa jornada, hoje tenho certeza que fizeram e continuam fazendo a diferença em minha vida

Resumo

O objetivo geral desta tese foi avaliar a conectividade entre ecossistemas costeiros e plataforma continental para a espécie *L. alexandrei* e estudar a utilização destas áreas em diferentes estágios do ciclo de vida para *L. alexandrei* e *L. jocu* na região costeira de PE. Para entender melhor a movimentação entre estas áreas, foram utilizados diferentes métodos combinados: (1) a estrutura etária e de tamanho de *L. alexandrei* foi determinada para áreas estuarinas (profundidades < 5m) e costeiras (profundidades entre 30 a 60 m) metros da plataforma continental; (2) a assinatura química de otólitos de indivíduos de *L. alexandrei* capturados em áreas estuarinas e costeiras foi analisada para evidenciar a variação ontogenética na permanência entre os diferentes habitats; (3) a presença em áreas estuarinas e recifes rasos adjacentes a costa em diferentes estágios do ciclo de vida foi detectada e quantificada para *L. alexandrei* e *L. jocu* através de censos visuais subaquáticos. Amostras biológicas (otólitos) de *L. alexandrei* foram coletadas através do acompanhamento de desembarques da pesca de Camboa em regiões estuarinas e pesca de rede e armadilhas em regiões costeiras entre o litoral dos estados de Pernambuco e Alagoas. As coletas foram realizadas durante três anos consecutivos (2010-2012). Otólitos de indivíduos juvenis e adultos foram extraídos, emblocados em resina, seccionados utilizando uma serra metalográfica e analisados inicialmente quanto à sua estrutura etária. Em uma segunda etapa, secções de otólitos foram analisadas com relação à sua assinatura química através de um espectrômetro de massa com ablação a laser. Observações subaquáticas foram realizadas em mangues (duas localidades) e recifes de coral adjacentes (três localidades) (a partir de 90 transectos de 10 x 2 m para cada localidade) durante os meses de novembro a março (2012-13). Resultados da análise de distribuição etária mostram que para áreas estuarinas indivíduos apresentaram idades de 0 a 4 anos, enquanto indivíduos coletados em áreas costeiras mais profundas foram mais velhos, entre 3 a 22 anos, indicando que uma mudança entre habitats ocorre aproximadamente entre idades 3 e 4. A frequência do tipo de borda ao longo de um ano utilizado para validar a deposição anual de anéis etários indica que, a formação da banda opaca ocorre no período chuvoso, entre abril e setembro. Dados de crescimento revelam que *L. alexandrei* possui um crescimento rápido durante os estágios iniciais de vida, atingindo em média 50% de seu tamanho assintótico com idade 2. Parâmetros da curva do modelo de crescimento de von Bertalanffy encontrados para *L. alexandrei* foram $L_{\infty} = 31$ cm , $k = 0.24$, $t_0 = -1.26$, $r^2 = 0.97$. A taxa de mortalidade estimada para indivíduos coletados em áreas

costeiras foi $Z = 0.22$ com sobrevivência de $S = 0.78 \text{ year}^{-1}$. Para a análise microquímica dos otólitos foram medidos seis elementos: ^7Li , ^{24}Mg , ^{55}Mn , ^{59}Co , ^{88}Sr and ^{137}Ba para indivíduos de *L. Alexandrei*. A análise de material recentemente depositado na borda de otólitos revelou que concentrações na razão elemento:Ca não variaram significativamente ao longo dos três anos testados. Similarmente, com exceção de dois elementos (Ba, Co), a razão elemento:Ca para indivíduos maiores habitando águas costeiras também foi estável, não apresentando diferenças para as diferentes regiões costeiras investigadas. Contrariamente, assinaturas químicas em otólitos de *L. alexandrei* de tamanhos similares provenientes da região estuarina e áreas costeiras foram distintas. Concentrações de Mn:Ca e Ba:Ca em otólitos foram ambos significativamente maiores para *L. alexandrei* coletados na região estuarina comparados a peixes coletados na região costeira adjacente, enquanto que para Sr:Ca uma tendência oposta foi observada. Dadas as diferenças pronunciadas na assinatura química entre áreas estuarina e costeiras, transectos de elemento:Ca foram construídos desde a região do núcleo até a margem em otólitos de indivíduos coletados em áreas costeiras para determinar o tempo de movimento (migração ontogenética) entre estuário e áreas costeiras. Concentrações de Mn:Ca e Ba:Ca mostraram um padrão semelhante ao esperado, com maiores concentrações para idades 1 e 2, com diminuição gradual para idades subsequentes. Este padrão sugere que espécimes de *L. alexandrei* começam a transição para habitats mais costeiros (e.g. menores concentrações de Mn e Ba) após a idade 2. Dados de observações subaquáticas corroboraram estes resultados, revelando que para ambas as espécies, indivíduos menores que 10 cm ocorrem exclusivamente em manguezais. Uma nítida mudança foi observada com um aumento de densidades para indivíduos acima de 10 cm em áreas recifais adjacentes. Para *L. alexandrei* a ocorrência de pos-assentantes, juvenis e subadultos foi registrada em manguezais enquanto que em recifes adjacentes apenas subadultos e adultos foram registrados. Padrão semelhante foi observado para *L. jocu* com indivíduos pos-assentantes, juvenis e subadultos em manguezais e juvenis e subadultos habitando recifes rasos adjacentes.

Informações obtidas nesta Tese permitiram uma melhor compreensão dos padrões de crescimento e estrutura etária de *L. alexandrei*. Resultados sugerem ainda a movimentação ontogenética de *L. alexandrei* entre habitats costeiros e regiões costeiras mais profundas e permitem uma melhor compreensão da utilização de habitats costeiros em estágios iniciais de vida para as espécies de *L. alexandrei* e *L. jocu*.

Palavras chave: *Lutjanus alexandrei*. *Lutjanus jocu*. Conectividade. Idade e crescimento. Microquímica otólitos. Densidades. Estrutura de tamanho. Mangue. Áreas costeiras

Abstract

Current objective of this thesis was to evaluate the connectivity among a shallow nursery area and deeper coastal ecosystems for *L. alexandrei*, and study utilization of such habitats in different life stages for *L. alexandrei* and *L. jocu* in the coastal areas of Pernambuco. In order to better understand movement between these areas, combined methods were applied: (1) initially age structure and size of *L. alexandrei* individuals were determined between estuarine (depths < 5 m) and deeper coastal areas (depths between 30 and 60 m); (2) otoliths microquimistry of *L. alexandrei* caught in estuarine and coastal areas were tested to evidence possible movement between these areas; (3) the utilization of mangroves and adjacent shallow reef areas in different life stages were studied through underwater visual census for *L. alexandrei* and *L. jocu*.

Biological samples (otoliths) of *L. alexandrei* were collected through fishing landings of corral fisheries in estuarine areas and guillnets and traps for coastal areas between Pernambuco and Alagoas States. Data were collected during three consecutive years (2010-2012). Otoliths of both juvenile and adult individuals were extracted, embedded in resin, sectioned with a low speed saw, then age structure were determined. In a second step, chemical concentrations of trace elements were analyzed in otolith sections using a laser ablation inductively coupled plasma mass spectrometer. Underwater observations (Total 90 transects of 10 x 2 m for each of the five locations) were performed along November to March (2012-13).

Results show that inshore mangroves were comprised of individuals 0 to 4 years (mean: 2) while individuals in deeper reef environments were older (range: 3 to 22; mean: 8), indicating that an ontogenetic shift occurs at approximately age 3 or 4. Edge analysis was used to validate the annual deposition in the otoliths suggesting opaque growth rings were formed in the wet season between April and September. Growth data revealed that *L. alexandrei* display a faster growth in early life stages, reaching approximately 50% of its asymptotic size at age 2. Age at length data were used to predict growth rates of *L. alexandrei* using the von Bertalanffy growth model from where the following parameters were calculated: $L_{\infty} = 31$ cm, $k = 0.24$, $t_0 = -1.26$, $r^2 = 0.97$. Mortality rates were estimated for coastal habitats, with $Z = 0.22$ and $S = 0.78$ year⁻¹. Concentrations of six trace elements were measure (⁷Li, ²⁴Mg, ⁵⁵Mn, ⁵⁹Co, ⁸⁸Sr and ¹³⁷Ba) in otoliths of *L. alexadrei*. Element:Ca ratios in the otoliths of juvenile

and sub-adult *L. alexandrei* from estuaries were not significantly different among three consecutive years (2010, 2011 and 2012), suggesting that physicochemical conditions within the nursery investigated was temporally stable. Similarly, apart from two element (Ba, Co), element:Ca ratios for larger *L. alexandrei* inhabiting coastal waters were also similar. In contrast, otolith chemistry of similar sized *L. alexandrei* from estuarine and coastal areas was distinctly different (based on recently accreted material). Otolith Mn:Ca and Ba:Ca were both significantly higher for *L. alexandrei* collected in estuaries compared to fish from adjacent coastal reefs region, while the opposite trend was observed for Sr:Ca. Given the pronounced differences in otolith chemistry between estuarine and coastal areas, element:Ca transects were constructed from the core to margin of the otoliths for adults (age 7+) collected on reefs to determine the timing of movement (ontogenetic migration) from estuarine to coastal areas. Based on observed patterns of decline for both Mn:Ca and Ba:Ca, it appears that *L. alexandrei* begin to transition to more coastal habitats (i.e., lower element:Ca ratios) after age 2. Underwater observations indicate that for both species, individuals smaller than 10 cm occurred exclusively in mangroves. A distinct shift was observed with higher densities for individuals larger than 10 cm in adjacent shallow reef areas. For *L. alexandrei* mangroves registered occurrence of (postsettlers, juveniles and subadults) while for shallow reefs only (subadults and adults) were observed. A similar pattern was observed for *L. jocu* with individuals (postsettlers, juveniles and subadults) in mangroves and (juveniles and subadults) inhabiting shallow reefs.

General information provided in this thesis allow a better understanding of size structure and growth pattern for *L. alexandrei*. Yet results suggest ontogenetic migration for *L. alexandrei* between shallow coastal and deeper marine habitats as well as a better understanding of habitat utilization in early life stages for *L. alexandrei* and *L. jocu*.

Key words: *Lutjanus alexandrei*. *Lutjanus jocu*. Connectivity. Age and Growth. Otoliths Microchemistry. Densities. Size structure. Mangrove. Coastal areas.

Sumário

1. Capítulo 1. Introdução Geral	15
1.1. A família Lutjanidae e a importância de estudos de idade e crescimento	15
1.2. Otólitos – do equilíbrio a história de vida	16
1.3. Microquímica de Otólitos - uma ferramenta na detecção de movimento e história de vida para peixes teleósteos	17
1.4. A utilização do Espectrômetro de massa com ablação a laser LA – ICP-MS	21
1.5. Conectividade entre habitats e função de áreas de berçário	23
1.6. Manguezais do Atlântico ocidental e sua utilização por Lutjanídeos	25
1.7. Objetivos e perguntas da Tese	28
1.8. Objetivos específicos:	28
1.9.. Estruturação e disposição da Tese	29
Referências	31
 2. Capítulo 2. Age, growth and mortality of (<i>Lutjanus alexandrei</i> Moura & Lindeman, 2007) in estuarine and coastal waters of tropical south-western Atlantic	 40
3. Capítulo 3. Spatial and temporal variability in the otolith chemistry of the Brazilian snapper (<i>Lutjanus alexandrei</i>) from estuarine and coastal environments	 63
4. Capítulo 4. Variation in fish density and size structure of	

<i>Lutjanus alexandrei</i> and <i>Lutjanus jocu</i> along a nursery mangrove-reef gradient in Southwestern Atlantic	86
5. Capítulo 5. Discussão Geral	109
Referências	116

Capítulo 1.

Introdução geral, objetivos, perguntas e disposição da Tese.

1 Introdução

1.2. A família Lutjanidae e a importância de estudos de idade e crescimento

Espécies da Família Lutjanidae compreendem um dos mais importantes recursos pesqueiros em todo o Atlântico ocidental, além de exercerem papel ecológico importante como predadores em sistemas recifais (Allen, 1985; Polovina & Ralston, 1987; Claro *et al.* 2001). Devido à atividade pesqueira, sinais de sobreexploração para esta família são observados ao norte do Atlântico ocidental (e.g. EUA, Bermudas, Costa Rica Cuba entre outros) (Munro 1983; Bannerot *et al.* 1987; Polunin & Roberts 1996; Claro *et al.* 2001). Na costa brasileira estas espécies também são de grande importância pesqueira, em especial no nordeste do Brasil (Frédou *et al.* 2009 a, b), onde a pesca do pargo se destaca desde a década de 60 (Rezende *et al.* 2003). Sinais de declínio populacional para esta família, no entanto, também já foram observados e, seguindo o declínio da pesca do pargo, cuja pesca comercial foi extinta na região nordeste (Rezende *et al.* 2003), estoques de outras espécies da família Lutjanidae exploradas na costa nordeste e central do Brasil também já apresentaram sinais de exploração além do seu limite máximo sustentável (Klippel *et al.* 2005; Frédou *et al.* 2009 a, b).

Estudos de idade e crescimento são fundamentais neste contexto, pois permitem a construção de tabelas de vida, taxas de crescimento, taxas de mortalidade e dados de produção formando a base dos estudos de dinâmica populacional e biologia pesqueira. Estes estudos permitem ainda, avaliar o impacto das pescarias sobre populações de peixes, bem como aplicações ecológicas importantes como a longevidade de espécies, idade de primeira maturação, tempo geracional de espécies e distribuição por habitat dos diferentes estágios de vida dos indivíduos de uma população (Weatherley 1972; Newmam 1993; King 1995; Hall 1999).

1.2. Otólitos – do equilíbrio a história de vida

Otólitos são estruturas localizadas na cavidade do ouvido interno de todos os peixes teleósteos (e vertebrados). No ouvido interno, estas estruturas estão isoladas, localizadas na cavidade interna do ouvido, envolvidas por uma membrana semipermeável e imersas em fluido endolinfático. Otólitos são órgãos relacionados à percepção de movimento e posicionamento da cabeça em relação à gravidade, bem como à audição (Campana 1999; Campana & Thorrold 2001; Popper *et al.* 2005; Manley 2004). Otólitos são basicamente compostos de carbonato de cálcio (CaCO_3), em sua maioria na forma de cristais de aragonita em uma matriz orgânica não colágena. O restante $< 5\%$ são constituídos por proteína (otolina) e elementos traço (Degens *et al.* 1969). O crescimento desta estrutura ocorre através do acréscimo diário de compostos de carbonato de cálcio e proteínas na camada exterior dos otólitos. A estrutura dos otólitos é tridimensional, no entanto, seu crescimento não é necessariamente igual nas três dimensões, ocorrendo através da deposição de materiais em sua superfície (a partir do núcleo), um processo cíclico que depende de taxas internas do metabolismo do cálcio (Simkiss 1974) e da síntese de aminoácidos. Ainda, seu tamanho e forma variam consideravelmente entre espécies (Campana & Thorrold 2001). Apesar da importância desta estrutura para peixes teleósteos, otólitos também se tornaram de grande importância para cientistas, após a descoberta de Reibisch, em 1899. Este cientista descobriu que otólitos apresentavam em sua estrutura bandas/incrementos à semelhança de outras estruturas rígidas (escamas, vertebrae e opérculos), que já eram utilizadas na determinação da idade de peixes (Hederstrom, 1759) e assim também poderiam ser utilizadas na determinação da idade. Séculos mais tarde, com a descoberta de anéis de crescimento diários Pannela em (1971), otólitos se tornaram a estrutura rígida mais utilizada na biologia pesqueira para determinação da idade e crescimento em peixes. A utilização de otólitos, como uma das principais estruturas, em estudos de idade e crescimento deve-se ao fato: (1) serem formados desde o período larval e desta forma recordarem a história de vida contínua do peixe desde a fase inicial até o final da vida; (2) otólitos, diferentemente de outras estruturas rígidas, não apresentam reabsorção. Este último, em outras palavras, significa que uma vez que o material é depositado o organismo não utilizará novamente estes minerais, até mesmo em períodos de inanição ou stress, o que confere a otólitos uma maior confiabilidade se comparados a outras

estruturas rígidas (Campana 1999, Campana & Thorrold 2001). As características únicas mencionadas acima, somadas à clareza e simplicidade no manuseio e identificação de anéis etários fizeram dos otólitos uma importante ferramenta na determinação da idade e crescimento de peixes.

Além de estudos relacionados à determinação da idade e crescimento, otólitos têm sido objeto de estudo em diferentes áreas tais como audição e equilíbrio de peixes, ecologia larval, identificação de espécies, identificação de estoques pesqueiros e reconstrução ambiental de habitats onde peixes ocorrem (Campana 1999, Brazner *et al.* 2004; Campana 2005a; Humphreys *et al.* 2005; Popper *et al.* 2005). Curiosamente ainda em 1969, Dengens *et al.* estudando a estrutura molecular dos mesmos, já faziam menção de que otólitos poderiam ser utilizados para propósitos filogenéticos e ambientais para distinguir por exemplo, espécies marinhas ou de água doce, ou para determinar tendência migratórias ou mesmo medir temperaturas/salinidades médias as quais peixes vivem. Desta forma, estudos sobre a microquímica de otólitos, baseados na composição de elementos traço destas estruturas, tiveram a partir da década de oitenta um crescimento exponencial até os dias atuais (Campana 1999).

O estudo da microquímica de otólitos é hoje um campo a parte, e permite que cientistas consigam entender melhor a história de vida e os padrões migratórios de diversas espécies de peixes, sejam elas marinhas ou de água doce. Estes estudos tem permitido um melhor conhecimento sobre aspectos biológicos e ecológicos de peixes, fornecendo informações que podem ser utilizadas para fins de gerenciamento e conservação de espécies de peixe com importância comercial e ecológica.

1.3. Microquímica de Otólitos - uma ferramenta na detecção de movimento e história de vida para peixes teleósteos.

A medida que os peixes crescem, os otólitos vão incorporando em sua composição material proveniente dos ambientes onde os mesmos estiveram. Este material consiste em pelo menos 50 tipos de elementos entre eles, presentes em maiores quantidades o Ca, C, O and N e em menores quantidades (>100 ppm) o Cl, S, Mg, Na, P, Sr e K e os chamados elementos-traço, presentes em quantidades <100 mg kg⁻¹: Li, Mn, Cu, Co,

Cd, Ba, Pb, Si, Zn, entre muitos outros (Sturrock *et al.* 2012). Normalmente, elementos encontrados em quantidades muito pequenas (e.g. elementos-traço) apresentam concentrações variadas para diferentes ambientes (e.g. água doce e água salgada). Uma vez que estes elementos são encontrados no ambiente e, os mesmos são incorporados aos otólitos, torna-se possível através das concentrações destes elementos em otólitos, detectar diferentes assinaturas químicas que são provenientes de diferentes ambientes. Assim, grupos (refere-se aqui a peixes com assinatura química similar dentro de uma população) de peixes com assinaturas similares podem ser ligadas através do espaço (diferentes locais ou habitats) e tempo (diferentes estações ou anos) (Elsdom *et al.* 2008)

Isso tem permitido a utilização de otólitos como ferramentas extremamente valiosas no estudo de movimento e história de vida para peixes teleósteos (Elsdon *et al.* 2008). Assim otólitos fornecem uma cronologia química da vida inteira de um peixe. Desta maneira a interpretação e a quantificação da composição química de otólitos apresenta franca ascensão dentro do campo da ecologia de peixes (Campana 2005a,b).

Análises químicas de otólitos podem ser divididas em dois tipos: baseadas em otólitos inteiros ou baseados em secções de otólitos. A análise de otólitos inteiros é obtida através da dissolução do otólito inteiro, com a informação sendo obtida através do otólito em estado líquido, proveniente da digestão ácida dos otólitos. Esta abordagem fornece informações que integram as assinaturas químicas da vida toda de um peixe, do estagio embrionário ao período de captura. Em outras palavras, esta abordagem disponibiliza ao pesquisador um valor médio de concentração para cada elemento analisado correspondente a todo o ciclo de vida do peixe. Análises de otólitos inteiros são particularmente indicadas na caracterização e identificação de estoques e/ou populações, uma vez que animais vivendo em locais distintos apresentem diferentes assinaturas químicas em seus otólitos. Esta técnica deve ser utilizada na comparação entre curtos períodos de tempo (meses, estações e dependendo do caso anos) uma vez que o acréscimo de material em curtos períodos não deverá mudar a assinatura do otólito inteiro. No entanto, em grandes períodos de tempo (anos) o novo material acumulado pode ser suficiente para mudar significativamente a assinatura original dos otólitos inteiros em relação ao período onde as assinaturas foram obtidas, uma vez que variação nas assinaturas químicas sejam esperadas ao longo do tempo (Elsdon &

Gillanders 2003a; Campana 2005a). As vantagens de se utilizar otólitos inteiros dissolvidos são melhor acurácia, precisão e sensibilidade se comparados a otólitos seccionados. No entanto, a desvantagem deste método é que a avaliação das variações ocorrendo em diferentes estágios de vida não é possível. As ferramentas utilizadas para obtenção de assinaturas químicas em otólitos inteiros são espectrometria de absorção atômica (AAS), espectroscopia de emissão atômica através de plasma indutivamente acoplado (ICP-AES) e espectrometria de massas através de plasma indutivamente acoplado (ICPMS).

Analises de otólitos seccionados permitem que diferentes assinaturas químicas possam ser obtidas para estágios de vida diferentes, tais como larval, juvenis e adultos. Informações sobre história de vida e padrões de migração podem ser obtidas através da análise das assinaturas químicas ao longo da secção seguindo o eixo de crescimento, no sentido núcleo-borda. Analises químicas em otólitos seccionados podem, ainda, ser divididos em duas categorias: análise de um único local na secção, (correspondente a um período específico do ciclo de vida) ou análise da assinatura química em dois ou mais locais ao longo da secção do otólito (referente a partes ou todo o ciclo de vida). Entre os equipamentos mais utilizados estão o indutor de partículas por emissão de raios-X (PIXE), que permite a análise de porções de otólitos com diâmetros entre 3 e 20 mm (Secor e Rooker, 2000), e espectrometria de massas através de plasma indutivamente acoplado com amostras extraídas a laser (LA-ICPMS) (Albuquerque et al. 2014).

Embora otólitos apresentem a capacidade de reter elementos-traço ao longo de todo ciclo de vida, devido a sua inércia química (não reabsorção), o grande desafio ao utilizar assinaturas químicas esta em traduzir de forma correta a variabilidade observada nas concentrações de elementos-traço em um padrão interpretável de movimento. Isto porque os mecanismos e processos nos quais esses elementos são incorporados e sua relação com variáveis ambientais ainda não são totalmente conhecidos (Campana 1999). Embora vários elementos possam ser detectados em otólitos, se o objetivo é entender movimento e história de vida de peixes, elementos que são regulados por processos fisiológicos (e.x. N, K, Cl, Zn, Cu e Mg) são menos prováveis de refletirem parâmetros ambientais (tais como química da água, temperatura e salinidade) (Kalish 1989; Campana 1999; Rooker *et al.* 2001; Woodcock *et al.* 2012). Por outro lado, elementos que são incorporados nos otólitos via substituição do cálcio (Sr e Ba) e incluídos nos

espaços intersticiais são mais prováveis de refletirem parâmetros ambientais (de Vries *et al.* 2005). Desta forma, elementos como Sr e Ba vêm sendo largamente utilizados na literatura, e por não estarem associados a processos fisiológicos, parecem refletir de forma mais confiável os parâmetros ambientais (Elsdon & Gillanders 2003b; de Vries *et al.* 2005; Farrel & Campana 1996; Walther & Thorrold 2006). Experimentos mostram ainda que concentrações de estrôncio podem ser significativamente afetadas pela temperatura e salinidade de dado ambiente (Webb *et al.* 2012).

O Bário, tem origem em materiais terrígenos, por isso este elemento tende a apresentar maiores concentrações em ambientes próximos à costa como rios e estuários se comparados a áreas marinhas mais distantes da costa (Nozaki *et al.* 2001). Desta forma este elemento vem sendo utilizado para indicar migração de peixes entre áreas estuarinas e ambientes marinhos (Gillander 2002; Gillander *et al.* 2003; Gillander 2005).

Para o Mn, embora os fatores que influenciam sua absorção ainda não sejam bem conhecidos (Elsdom & Gillanders 2006), o mesmo tem sido utilizado especialmente em habitats estuarinos (Elsdon & Gillanders 2006; Gillanders 2002).

A incorporação de elementos a partir do ambiente circundante do peixe para os otólitos é um processo de múltiplos-estágios com diferentes barreiras, uma vez que peixes são organismos altamente osmo-regulados. Basicamente, a maioria dos elementos-traço entra no plasma sanguíneo através das brânquias e intestino para peixes de água doce e marinhos, respectivamente. Do sangue os elementos entram na endolinfa, e na endolinfa elementos são absorvidos pelos otólitos durante o processo de cristalização (Olsson *et al.* 1998; Campana 1999). Uma fração desconhecida, mas minoritária, é incorporada nos otólitos a partir de fontes de alimento.

Brânquias e intestino são para peixes de água doce e marinha as barreiras mais importantes para íons dissolvidos na água (Olsson *et al.* 1998). Propriedades na água como salinidade, pH, oxigênio dissolvido e concentrações de cálcio também influenciam na receptividade do peixe em relação aos diferentes elementos (taxas de absorção) (Campana 1999). O cálcio tem um papel fundamental na incorporação de íons em otólitos. Quando concentrações de cálcio no ambiente são baixas, uma maior quantidade de cálcio dissolvido na água, bem como outros metais dissolvidos, são absorvidos pelo peixe. As concentrações de cálcio (Ca) são as propriedades que mais influenciam na absorção de elementos em ambientes de água doce, ambientes mais

pobres em cálcio. Por esta razão, concentrações absolutas de elementos dissolvidos são frequentemente indicadores não confiáveis da disponibilidade de elementos para peixes de água doce, por isso se utiliza a razão isotópica elemento:Ca. No caso de ambientes marinhos as concentrações de Ca são altamente correlacionadas com a salinidade, implicando que tanto a razão isotópica elemento:Ca ou salinidade:Ca podem ser utilizadas nestes ambientes. A normalização de elementos em função do Ca é a forma mais utilizada em estudos de microquímica de otólito, pois esta razão molar indica a quantidade de íons que está disponível no ambiente. É importante destacar que a concentração de um elemento no ambiente, não é necessariamente um bom indicador de sua disponibilidade, tanto para o peixe como para o otólito. Em geral, íons dissolvidos que estão livres para realizar ligações químicas são os únicos tipos disponíveis na absorção pelas brânquias (Knezovich 1994). Outra razão do uso da razão isotópica está ligada ao fato de como Ca é o elemento mais abundante no ambiente aquático e em otólitos, desta forma, suas concentrações são estimadas com alto nível de exatidão e consequentemente a normalização elemento:Ca permite maior confiabilidade nos resultados.

1.4. A utilização do Espectrômetro de massa com ablação a laser LA – ICP-MS

Embora a extração de elementos traço possa ser feita de diversas formas, o método escolhido para o presente trabalho foi a utilização do espectrômetro de massa com ablação a laser –LA-ICPMS. O LA-ICP-MS originou-se em meados da década de 70, iniciando sua história com a união de dois instrumentos já utilizados na época: o plasma de argônio indutivamente acoplado (ICP – *Inductively Coupled Plasma*), do ICP-AES (AES – *Atomic Emission Spectroscopy*); e um espectrômetro de massa quadrupolo, aplicado no campo de cromatografia de gás (GC-MS – *Gas Chromatography-Mass Spectrometry*). Características como: (i) determinação da distribuição espacial dos elementos ($> 5 \mu\text{m}$); (ii) análise de pequena quantidade de amostra; (iii) determinação de grande número de elementos com baixo limite de detecção (LDD; menor que $1 \mu\text{g/g}$), (iv) tempo reduzido na análise das amostras e obtenção de resultados, entre outras, tornaram o uso do LA-ICPMS muito frequente nos dias atuais. Talvez por esses

motivos, recentemente, análises de elementos-traço e isótopos utilizando LA-ICPMS vêm sendo largamente utilizadas em diversos campos científicos, incluindo geologia, metalurgia, ciências ambientais, biologia, química, arqueologia dentre outras.

O funcionamento do LA-ICPMS pode ser fragmentado em dois processos acoplados e independentes. O primeiro consiste na extração da amostra, que acontece através da ablação a laser (LA). Na câmara de ablação um raio de laser ultravioleta é focado na superfície da amostra que se encontra na célula de ablação, esta amostra é exposta ao pulso de laser que vaporiza o material, parte deste material é liquefeita e parte é arrancada da amostra em fase sólida, formando uma cratera de tamanho previamente estipulado (tamanho do “spot”). Todo o processo que ocorre na câmara de ablação é acompanhado através de um visor conectado a uma câmera digital de alta resolução acoplado a câmara de ablação. A visualização da cratera esta disponível no capítulo 3 (Fig. 3). Após a ablação, a amostra é então transportada através do fluxo contínuo de gás nobre na forma de partículas (aerosol), por um gás carreador (He e/ou Ar) para o ICPMS através de tubos teflon.

Ao entrar no ICPMS o material é bombeado pelo centro de uma tocha de argônio indutivamente acoplado, onde atinge uma temperatura que varia de 5.000 a 10.000 oC. Nesta temperatura, a amostra passa para estado de plasma (gás em altíssimas temperaturas) ou matéria atomizada, ou seja, as moléculas são dissociadas em íons. Estes íons são direcionados para dentro do ICPMS, passando por duas aberturas consecutivas, sendo dirigidos a uma câmara com 4 cilindros paralelos (quadrupolo) aos quais é aplicado um potencial elétrico, que funciona como imã, atraindo os íons que não interessam à análise. Após esse processo os íons de interesse são detectados pelo detector. Como resultado as concentrações de elementos-traço podem ser quantificadas, atingindo uma sensibilidade da ordem de partes por milhão, bilhão, ou até trilhão, dependendo do elemento analisado e do equipamento utilizado. (para detalhes ver Eggins 1997; Bellotto & Miekeley 2000; Russo *et al.* 2001, Liu *et al.* 2013) e para detalhes nas configurações do LA-ICPMS para este trabalho ver sessão de M & M no Capítulo 3.

1.5. Conectividade entre habitats e função de áreas de berçário

As larvas da maioria das espécies de peixes recifais assentam em recifes coralíneos, no entanto, algumas espécies de importância econômica e ecológica adotam outra estratégia onde populações de juvenis e adultos ocupam diferentes habitats ao longo do seu ciclo de vida. Em regiões tropicais, ambientes costeiros e de águas pouco profundas são conhecidos por abrigarem diversas espécies de peixes nos estágios iniciais de vida (Nagelkerken 2009). Estes ambientes, que incluem mangues e bancos de fanerógamas, apresentam diferentes habitats e as espécies tendem a apresentar preferências por um ou mais habitats de acordo com sua estratégia de vida. A ocorrência de espécies de peixes e crustáceos em estágios iniciais de vida nestas áreas tem levado a sua classificação como áreas de berçário. Segundo Beck *et al.* (2001), no entanto, um habitat só pode ser considerado como área de berçário para juvenis de dada espécie se a contribuição por unidade de área da produção de indivíduos que recrutam em populações de adultos for na média maior, que a produção de outros habitats nos quais indivíduos juvenis ocorrem. Beck *et al.* (2001) ainda argumentam que o processo ecológico que opera em habitats de berçário, quando comparados a outros habitats, devem suportar maiores contribuições no recrutamento de populações de adultos baseado na combinação de qualquer dos quatro fatores: (1) densidades; (2) crescimento; (3) sobrevivência de juvenis; (4) movimento para populações de indivíduos adultos. Dahlgren *et al.* (2006), sugerem posteriormente que as contribuições de habitats de berçário podem também ser calculadas baseadas no número total de indivíduos por habitat ao invés de indivíduos por unidade de área/habitat. Segundo Dahlgreen *et al.* (2006), um habitat pode ser considerado como área de berçário se o número de indivíduos em dado habitat, for maior que a média de indivíduos dos habitats, esse conceito é denominado habitat juvenil efetivo em inglês “Effective Juvenile Habitat” (EJF). Embora diferentes em alguns aspectos, ambos os conceitos de Beck *et al.* (2001) e Dahlgreen *et al.* (2006) propiciam além de uma definição clara, uma forma onde habitats possam efetivamente ser avaliados e/ou calculados através de um valor quanto a sua função em termos de áreas de berçário.

Hipóteses propostas para explicar a atratividade de áreas de berçário em especial mangues e bancos de fanerógamas para peixes juvenis estão relacionadas: (1) a disponibilidade de recursos (alimento) sugerindo que tais habitats detêm altas

abundâncias de alimento; (2) a hipótese do risco de predação, sugere que baixas densidades de predadores e o alto grau de turbidez comparado a habitats distantes da costa resultam em um menor risco de predação; (3) a hipótese da heterogeneidade estrutural dos habitats, sugere que espécies são atraídas por estruturas mais complexas, como, por exemplo, raízes de mangue (Parrish 1989; Blaber 2000; Laegdsgaard & Johnson 2001; Verweij *et al.* 2006; Nagelkerken & Faunce 2008).

Por outro lado, fatores pelos quais espécies migram das áreas de berçário podem estar relacionados à: (1) com o aumento do tamanho ocorre um aumento na mobilidade permitindo que espécies tenham alcance de distâncias maiores e consequentemente a habitats adjacentes; (2) com o aumento do tamanho, também ocorre uma mudança na dieta desta forma espécies procurariam por presas maiores (relação custo benefício) (Verweij *et al.* 2006); (3) condições fisiológicas podem funcionar como um mecanismo ativador, por exemplo, peixes podem mudar suas necessidades quando atingem a maturidade sexual, e desta forma migrarem para habitats onde a desova ocorre geralmente em áreas costeiras mais profundas (Sheaves 1995).

Além de fatores fisiológicos e estruturais mencionados acima, outro fator importante é a distância na qual diferentes habitats estão dispostos. Nesse sentido a distância na qual diferentes micro-habitats estão dispostos em um mesmo ecossistema pode representar o uso ou não uso do mesmo (Vance *et al.* 1996). Deste modo, a conexão e interação que ocorre entre os mesmos parecem ser relevantes e determinantes na forma como espécies utilizam diferentes áreas.

Mumby *et al.* (2004), fornecem um bom exemplo sobre a conectividade e integração entre mangues e recifes de coral adjacentes. O estudo destes autores demonstrou que em áreas onde existe ocorrência de mangues recifes adjacentes possuem maior biomassa de peixes daqueles que não possuem mangues próximos. Outros autores também chegaram à mesma conclusão (Parrish 1989; Nagelkerken *et al.* 2000).

Neste contexto, áreas de berçário bem como a conectividade entre habitats, representam um papel fundamental na identificação de áreas prioritárias para uma conservação integrada ao longo das fases iniciais do ciclo de vida das espécies. Isso somado ao fato de que estas regiões próximas à costa, especialmente manguezais (FAO 2007; Giri *et al.* 2011) sofrem maior pressão devido a ocupação desordenada, desmatamento e poluição, justificando a necessidade de uma melhor compreensão do

papel que estas áreas realizam a nível de espécie para a manutenção e conservação dos estoques de peixes marinhos.

1.6. Manguezais do Atlântico ocidental e sua utilização por Lutjanídeos

Manguezais ocorrem nas quatro regiões zoogeográficas do mundo (Indo-Pacífico-ocidental, Pacífico–oriental, Atlântico-ocidental e Atlântico-oriental) (Giri *et al.* 2011). Embora esses biomas sejam distantes, comunidades de peixes dessas quatro zonas compartilham características em comum. Na maioria dos casos, as comunidades de peixes são dominadas por peixes de origem marinha, com mais da metade do número de espécies sendo atribuído a indivíduos de espécies estuarinas ou marinhas migrantes (Nagelkerken *et al.* 2008). Outra característica em comum entre estas zonas é o maior número de espécies que ocorrem nas regiões com baixas latitudes e um decréscimo deste número em latitudes maiores.

A região norte do Atlântico-Occidental entre o Golfo de México até região sul do Caribe, apresenta número de espécies similares, com a maioria das regiões do sistema equatorial contendo pelo menos 100 espécies. Especificamente no mar do Caribe, os manguezais são considerados não estuarinos e relativamente pequenos em tamanho distribuídos em manchas muito próximas a formações recifais. Neste sistema, as espécies dominantes são tipicamente marinhas, pertencentes às famílias Gerreidae, Haemulidae, Lutjanidae e Scaridae (Rooker & Dennis 1991; Acosta 1997; Nagelkerken *et al.* 2000, 2001).

Na região norte do Atlântico sul ocidental, embora em número de espécies > 100 seja esperado, diferenças nas espécies habitando mangues podem ser esperadas em relação ao Atlântico norte ocidental (Nagelkerken *et al.* 2008). Nesta região, diferenças na proporção relativa de espécies de água doce e/ou salobra são observadas. Esse padrão deve-se em parte devido a bacia do rio Amazonas e alta quantidade de chuvas e descarga dos rios, bem como da diversa fauna de bagres da família Siluriidae, comuns em estuários do Atlântico sul ocidental (Barletta *et al.* 2005). Em direção ao sul, outra mudança ocorre na costa da região nordeste, entre o Cabo Calcanhar e o Reconcavo baiano (05° 08' N até 13° 00' S), a formação de mangues ocorre muito próxima a recifes costeiros, normalmente dispostos paralelamente à linha de costa, com presença

de Mata atlântica, bancos de areia e fanerógamas formando um verdadeiro mosaico de habitats interconectados. (Maida & Ferreira 1997; Schaeffer-Novelli *et al.* 1990). Nesta região, a costa, bem como os manguezais são protegidos por recifes de coral que são expostos a alta energia das ondas. O clima é mais seco, com rios em sua maioria litorâneos, normalmente com vazão menor se comparados à região norte (Schaeffer-Novelli *et al.* 1990)

A ocorrência de espécies da família Lutjanidae vem sendo associada à utilização de mangues e fanerógamas em áreas costeiras rasas como áreas de berçário. No Atlântico norte principalmente no Caribe e Florida, a grande quantidade de estudos relacionados a movimentação entre habitats permitiu evidenciar a importância dos mangues nos estágios iniciais de vida para diversos lutjanídeos (Faunce & Serafy 2007). Dentre estes: *Lutjanus cyanopterus*, *Ochyrus chrysurus*, *Lutjanus griseus* e *Lutjanus apodus* (Lindemam & de Maria 2005, Pollux *et al.* 2007, Nagelkerken *et al.* 2000). Para *L. cyanopterus* muito pouco ainda se sabe sobre esta espécie, no entanto a mesma parece assentar somente em locais com fundo lodo/arenoso em mangues (Lindemam & de Maria 2005). *O. chrysurus* e *L. griseus*, ambas espécies assentam tanto no mangue como em bancos de gramíneas marinhas (Pollux *et al.* 2007, Nagelkerken *et al.* 2001, 2000). No entanto para *L. apodus* sua estratégia de somente assentar no mangue, posteriormente derivou seu nome popular de lutjanídeo do mangue “mangrove snapper”, devido à dependência desta espécie em estágios iniciais de vida neste habitat (Pollux *et al.* 2007). Neste sentido a disposição de mangues e fanerógamas e a proximidade com outros habitats adjacentes como recifes de coral, denotam uma interação e conectividade entre estes habitats na região do Caribe (Nagelkerken *et al.* 2000).

Para a região sul do Atlântico ocidental, na costa central do Brasil a grande maioria dos estudos realizados em sistemas estuarinos e manguezais estão relacionados à assembleias de peixes e densidades de peixes que ocorrem nestes sistemas e a interação de fatores como salinidade e temperatura que afetam sua distribuição (Paiva *et al.* 2009; Barletta *et al.* 2002, 2003, 2005, Xavier *et al.* 2012). Apesar de estudos pioneiros sobre padrões ontogenéticos terem sido descritos para Lutjanídeos na plataforma continental da costa nordeste do Brasil por Frédou & Ferreira (2005), a relação entre espécies de Lutjanídeos com áreas de berçário ainda é muito pouco conhecida para esta região. Recentes publicações nesta região (Xavier *et al.* 2012), mais especificamente Moura *et*

al. (2011), para *L. jocu* e Osorio *et al.* (2011) para *L. alexandrei* mostram a importância dos manguezais para estas espécies de Lutjanídeos e a migração entre habitats adjacentes ao longo do ciclo de vida.

A utilização de métodos baseados em censos visuais subaquáticos (CVS) para inferir movimentos de espécies de peixes entre manguezais e áreas adjacentes na costa central do Brasil oferece algumas vantagens: (I) permite que dados de abundância e densidades possam ser comparados entre diferentes habitats e regiões onde os mesmos ocorrem; (II) é um método que oferece mínimo impacto aos habitats estudados; (III) permite a sua aplicação à habitats diferentes e desta forma é muito utilizado para estudos de movimentação de peixes e conectividade entre habitats. Métodos de censo visual subaquático oferecem uma vantagem em relação a outros métodos de captura, uma vez que habitats apresentam diferentes complexidades estruturais, exigem desta forma diferentes métodos de coleta, o que pode impossibilitar comparações entre os mesmos. Um ponto negativo deste método está na sua dependência em relação à turbidez da água. No entanto, para a região central da costa brasileira (Osorio *et al.* 2011, Moura *et al.* 2011 e Xavier *et al.* 2012), demonstram ser possível a aplicação deste método, com base anual, inclusive em períodos de chuva.

Considerando a importância de habitats de manguezal em fases iniciais de diversas espécies de peixes recifais (Faunce & Serafy 2007; Nagelkerken *et al.* 2008) e ainda, a falta de estudos que abordem aspectos da estrutura populacional e do movimento de espécies e sua conectividade entre habitats, para esta região, os mesmos tornam-se essenciais para que medidas de manejo e conservação sejam mais efetivas e possam ser aplicadas para espécies de importância ecológica e comercial.

1.7. Objetivos e perguntas da Tese

O principal objetivo desta tese foi avaliar a conectividade em diferentes escalas existente entre áreas rasas de berçário e áreas da plataforma continental na região costeira de PE.

1.8. Objetivos específicos:

A) Avaliar as informações básicas de estrutura etária e de tamanho para indivíduos de *L. alexandrei* que ocorrem na região estuarina e áreas mais profundas da plataforma continental da região costeira de PE (Capítulo 2).

- 1) Quais são os parâmetros de crescimento (K e L_{∞}) para *L. alexandrei*?
- 2) Qual a longevidade e a taxa de mortalidade para *L. alexandrei*?
- 3) Existem diferenças na estrutura etária e de tamanho para indivíduos de *L. alexandrei* coletados na região estuarina e áreas da plataforma continental?

B) Avaliar a variabilidade espacial e temporal da assinatura química de otólitos de *L. alexandrei* coletados em região estuarina e áreas da plataforma continental (Capítulo 3)

- 4) Assinaturas químicas em otólitos de *L. alexandrei* coletados na região estuarina apresentam variabilidade e estabilidade temporal (ao longo de três anos)?
- 5) Assinaturas químicas em otólitos de *L. alexandrei* coletados em diferentes áreas da plataforma continental (quatro) são semelhantes?
- 6) A região estuarina e a área costeira adjacente onde indivíduos de *L. alexandrei* foram coletados possuem assinaturas químicas diferentes?
- 7) Existem assinaturas químicas distintas entre a região estuarina e áreas da plataforma continental, sendo assim, a utilização de diferentes habitats pode ser evidenciada ao longo do tempo (e.g. para indivíduos com 7 anos)?

C) Avaliar a conectividade em menor escala entre mangues e recifes rasos adjacentes através da estrutura de tamanho e densidades para *L. alexandrei* e *L. jocu*? (Capítulo 4)

7) Existe seleção de habitat, neste caso mangues e recifes rasos para diferentes estágios de vida de *L. alexandrei* e *L. jocu*?

8) Qual a importância do mangue para estágios iniciais de vida de *L. alexandrei* e *L. jocu*?

1.9. Estruturação e disposição da Tese

Capítulo 1. Introdução Geral – neste capítulo são apresentados informações e padrões gerais dos principais temas presentes nos subsequentes capítulos desta tese. Fazem parte ainda deste capítulo - objetivos e perguntas da Tese e disposição da Tese.

Capítulo 2. “Age, growth and mortality of *Lutjanus alexandrei* in estuarine and coastal waters of tropical south-western Atlantic”.

Capítulo 3. “Spatial and temporal variability in the otolith chemistry of the Brazilian snapper (*Lutjanus alexandrei*) from estuarine and coastal environments”.

Capítulo 4. Spatial variation in fish density and size structure of *Lutjanus alexandrei* and *Lutjanus jocu* along a nursery mangrove-reef gradient in Southwestern Atlantic.

Capítulo 5. Compreende a discussão geral da tese. Conectando as informações presentes nos outros capítulos, completando a Tese e avaliando questões como a movimentação entre diferentes habitats e a utilização da microquímica de otólitos na avaliação de padrões de migração entre diferentes habitats. A conectividade entre estas áreas e a importância das áreas de berçário na reposição das populações de adultos. Fornece ainda recomendações para: (i) futuros trabalhos utilizando as técnicas apresentadas nesta tese, (ii) para o manejo e conservação destas espécies nos habitats investigados para a região de estudo.

Prefácio

Esta Tese foi estruturada conforme o modelo livre proposto pelo Programa de Pós-Graduação em Oceanografia. Portanto, a primeira parte do trabalho, redigida em português, consiste de uma introdução geral, objetivos, perguntas e disposição da tese (Capítulo 1). A segunda parte, redigida em inglês, consiste de três capítulos que correspondem a artigos científicos publicados ou submetidos na época da defesa (Capítulos 2, 3 e 4). A terceira parte, novamente em português, é o fechamento do trabalho e consiste de uma discussão geral com referências (Capítulo 5).

Referências

- Acosta, A., 1997. Use of multi-mesh gillnets and trammel nets to estimate fish species composition in coral reef and mangroves in the southwest coast of Puerto Rico. *Caribb. J. Sci.* 33: 45–57.
- Allen, G.R. 1985. Snappers of the world: An annotated and illustrated catalogue of Lutjanid species know to date. FAO Fish. Synop., Rome.
- Bannerot, S. P.; Fox W. W.; Powers, J. E. 1987. Reproductive Strategies and Management of Snappers and Groupers in the Gulf of Mexico and Caribbean. In: Polovina J. J.; Ralston, S. 1987. Tropical Snappers and Groupers: Biology and Fisheries Management. Westview Press, Oceans Resources and Marine Policy Series. 659 p.
- Barletta, M.; Barletta-Bergan, A.; Saint-Paul, U.; Hubold, G. 2005. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. *J. Fish Biol.* 66: 45–72.
- Barletta, M.; Barletta-Bergan, A.; Saint-Paul, U. 2003. Seasonal changes in density, biomass, and diversity of estuarine fishes in tidal mangrove creeks of the lower Caete Estuary (northern Brazilian coast, east Amazon). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 256:217-228.
- Barletta-Bergan, A.; Barletta, M.; Saint-Paul, U. 2002. Structure and seasonal dynamics of larval and juvenile fish in the mangrove-fringed estuary of the Rio Caete in North Brazil. *Estuar. Coast. Shelf. Sci* 56: 193–206.
- Beck, M.W.; Heck, Jr.; K.L., Able, K.W.; Childers, D.L.; Eggleston, D.B.; Gillanders, B.M.; Halpern, B.; Hays, C.G.; Hoshino, K.; Minello, T.J.; Orth, R. J.; Sheridan, P.F.; & Weinstein, M. P. 2001. The Identification, Conservation, and Management of Estuarine and Marine Nurseries for Fish and Invertebrates. *BioScience*, 51(8): 833-641.
- Bellotto, V. R.; Miekeley, N. 2000. Improvements in calibration procedures for the quantitative determination of trace elements in carbonate material (mussel shells) by laser ablation ICP-MS. *Fresenius J. Anal. Chem.*, 367(7): 635-640.
- Blaber, S.J.M. 2000. Tropical estuarine fishes: ecology, exploitation and conservation. Queensland, Blackwell Science, 372p.

Brazner, J. C.; Campana, S. E.; Tanner, D. K.; Schram, S. T. 2004. Reconstructing Habitat Use and Wetland Nursery Origin of Yellow Perch from Lake Superior using Otolith Elemental Analysis. *J. Great Lakes Res.*, 30 (4): 492–507.

Campana, S.E. 2005a. Otolith elemental composition as a natural marker of fish stocks. In *Stock Identification Methods*, S.X. Cadrin et al. (eds). New York: Academic Press: 227–245.

Campana, S.E. 2005b. Otolith science entering the 21st century. *Mar. Freshwat. Res.* 56:485–495.

Campana, S. E.; Thorrold, S. R. 2001. Otoliths, increments, and elements: keys to a comprehensive understanding of fish populations? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 30–38.

Campana, S. E. 1999. Chemistry and composition of fish otoliths: pathways, mechanisms and applications. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 188: 263–297.

Claro, R.; Baisre, J.A.; Lindeman, K. C.; Garcia-Anteaga, P. 2001. Cuban Fisheries: Historical Trends and Current Status. In: Claro, R.; Lindeman, K. C.; Parenti, L. R. 2001. *Ecology of the marine fishes of Cuba*. Smithsonian Institution Press, Washington and London, 253p.

Dahlgren, C.P.; Kellison, T.; Adams, A.J.; Gillanders, B.M.; Kendall, M.S.; Layman, C.A.; Ley, J.A.; Nagelkerken, I.; Serafy, J.E. 2006. Marine nurseries and effective juvenile habitats: concepts and applications. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 312: 291-295.

Degens, E.T.; Deuser, W.G.; Haedrich, R.L. 1969. Molecular Structure and composition of fish otoliths. *Mar. Biol.* 2: 105–113.

de Vries, M.C., Gillanders, B.M. & Elsdon, T.S. 2005. Facilitation of barium uptake into fish otoliths: influence of strontium concentration and salinity. *Geochim. Cosmochim. Ac.* 69: 4061–4072.

Eggins, S.M.; Woodhead, J.D.; Kinsley, L.P.J.; Mortimer, G.E.; Sylvester, P.; McCulloch, M.T.; Hergt, J.M.; Handler, M.R. 1997. A simple method for the precise

determination of > 40 elements in geological samples by ICPMS using enriched isotope. Chem. Geol. 134: 311-326.

Elsdon, T.S.; Wells, B.K.; Campana, S.E.; Gillanders, B.M.; Jones, C.M.; Limburg, K.E.; Secor, D.H.; Thorrold, S.R.; Walther, B.D. 2008. Otolith chemistry to describe movements and life-history parameters of fishes: hypotheses, assumptions, limitations and inferences. Oceanogr. Mar. Biol. An Annual Review 46: 297-330.

Elsdon, T.S.; Gillanders, B.M. 2006. Temporal variability in strontium, calcium, barium, and manganese in estuaries: Implications for reconstructing environmental histories of fish from chemicals in calcified structures. Estuar. Coast. Shelf. Sci 66: 147-156.

Elsdon, T.S.; Gillanders, B.M. 2003a. Reconstructing migratory patterns of fish based on environmental influences on otolith chemistry. Rev. Fish. Biol. Fisher. 13: 219–235.

Farrell, J.; Campana, S.E. 1996. Regulation of calcium and strontium deposition on the otoliths of juvenile tilapia, *Oreochromis niloticus*. Comp. Biochem. Physiol. 115: 103–109.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) 2007. The world's mangroves 1980-2005. FAO Forestry Paper 153. FAO, Rome.

Faunce, C.H.; Serafy, J.E. 2007. Nearshore habitat use by gray snapper (*Lutjanus griseus*) and bluestriped grunt (*Haemulon sciurus*): environmental gradients and ontogenetic shifts. Bull. Mar. Sci. 80:473–495

Frédou, T.; Ferreira, B.P. 2005. Bathymetric trends of Northeastern Brazilian Snappers (Pisces, Lutjanidae): implications for the Reef Fishery dynamic. Braz. Arch. Biol. and Tech. 48(5):787-800.

Frédou, T; Ferreira, B. P.; Letourneur, Y. 2009a. Assessing the stocks of the primary snappers caught in Northeastern Brazilian reef systems. 1: Traditional modeling approaches. Fish. Res. 99: 90-96.

Frédou, T.; Ferreira, B.P.; Letourneur, Y. 2009b. Assessing the stocks of the primary snappers caught in Northeastern Brazilian reef systems. 2 - A multi-fleet age structured approach. *Fish. Res.* 99: 97-105.

Gillanders, B.M. 2005. Using elemental chemistry of fish otoliths to determine connectivity between estuarine and coastal habitats. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* 64: 47–57.

Gillanders, B.M.; Able, K.W.; Brown, J.A.; Eggleston, D.B.; Sheridan, P.F. 2003. Evidence of connectivity between juvenile and adult habitats for mobile marine fauna: an important component of nurseries. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 247: 281–295.

Gillanders, B.M. 2002. Connectivity between juvenile and adult fish populations: do adults remain near their recruitment estuaries? *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 240: 215–223.

Giri, C.; Ochieng, E.; Tieszen, L. L.; Zhu, Z.; Singh, A.; Loveland, T.; Masek, J.; Duke, N. 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecol. Biogeogr.* 20: 154–159.

Hall, S.J. 1999. *The effects of Fishing on Marine Ecosystems and Communities*. Blackwell Science, Oxford, UK, 274p.

Hederström, H. 1759. Rön om fiskars ålder. *Köngl. Vetenskaps Akademiens Handlingar* 20: 222-229. (Original not seen, a translated version can be found in Hederström, H. 1959. Observations on the age of fishes. *Report/Institute of Freshwater Research Drottningholm* 40:161-164).

Humphreys, R. L. Jr.; Campana, S. E.; DeMartini, E. E. 2005. Otolith elemental fingerprints of juvenile Pacific swordfish *Xiphias gladius*. *J. Fish Biol.* 66: 1660–1670.

Kalish, J.M. 1989. Otolith microchemistry: validation of the effects of physiology, age and environment on otolith composition. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 132: 151–178.

King, M. 1995. *Fisheries Biology, Assessment and Management*. Fishing News Books, Oxford, UK, 341p.

Klippel, S.; Olavo, G.; Costa, P. A. S.; Martins, A. S.; Peres, M. B. 2005. Avaliação dos estoques de lutjanídeos da costa central do Brasil: análise de coortes e modelo preditivo de Thompson e Bell para comprimentos. In: Costa, P.A.S.; Martins, A.S.; Olavo, G. (Eds.) Pesca e potenciais de exploração de recursos vivos na região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira. Rio de Janeiro: Museu Nacional. p.83-98 (Série Livros n.13).

Knezovich, J.P. 1994. Chemical and biological factors affecting bioavailability of contaminants in seawater. In: Hamelink J.L.; Landrum, P.F.; Bergman, H.L.; Benson, W.H (eds) Bioavailability: physical, chemical and biological interactions. Lewis Publishers, London, p 23-30.

Laegdsgaard, P.; Johnson, C.R. 2001. Why do juvenile fish preferentially utilise mangrove habitats? J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 257:229–253.

Lindeman, K.C.; De Maria, D. 2005. Juveniles of the Caribbean's largest coral reef snapper do not use reefs. Coral Reefs. 24: 359.

Liu, Y. S.; Hu, Z. C.; Li, M.; Shan, G. 2013. Applications of LA-ICP-MS in the elemental analyses of geological samples. Chin. Sci. Bull. 58: 3863-3878.

Maida, M.; Ferreira, B.P. 1997. Coral Reefs of Brazil: an overview and field guide. Proc. 8th Intl. Coral Reef Symp. 1: 263–274.

Manley, G.A. 2004. Advances and perspectives in the study of vertebrate ear evolution. In: Evolution of the Vertebrate Auditory System, Manley, G.A.; Popper, A.; Fay, R.R. (eds) New York, Springer-Verlag. Pp. 360-368.

Moura, R. L.; Francini, R. B.; Chaves, E. M.; Minte-Vera, C. V.; Lindeman, K. C. 2011. Use of riverine through reef habitat systems by dog snapper (*Lutjanus jocu*) in eastern Brazil. Estuar. Coast. Shelf. Sci 95: 274-278.

Mumby, P.J.; Edwards, A.J.; Arias-González, E. J.; Lindeman, K.C.; Blackwell, P.G.; Gall, A.; Gorczynska, M.I.; Harborne, A.R.; Pescod, C.L.; Renken, H.; Wabnitz, C.C.C.; Llewellyn, G. 2004. Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. Nature 427: 533-536.

Munro, J. L. 1983. Coral reef fish and fisheries of the Caribbean Sea. In J. L. Munro (editor) Caribbean coral reef fishery resources, p 1-9. ICLARM Stud. Rev. 7, Manila.

Nagelkerken, I. 2009. Evaluation of the nursery function of mangroves and seagrass beds for reef fishes and decapods: patterns and underlying mechanisms, pp. 357-399. In: Nagelkerken, I. (Ed.), Ecological connectivity among tropical coastal ecosystems. Springer Science and Business Media, Dordrecht, the Netherlands, p. 615.

Nagelkerken, I.; Faunce, .C.H. 2008. What makes mangroves attractive to fish? Use of artificial units to test the influence of water depth, cross-shelf location, and presence of root structure. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* 79:559–565.

Nagelkerken, I.; Blaber, S.J.M.; Bouillon, S.; Green, P.; Haywood, M.; Kirton, L.G.; Meynecke, J.O.; Pawlik, J.; Penrose, H.M.; Sasekumar, A.; Somerfield, P.J. 2008. The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: A review. *Aquat. Bot.* 89: 155-185.

Nagelkerken, I.; Kleijnen, S.; Klop, T.; van den Brand, R.A.C.J.; Cocheret de la Morinière, E.; van der Velde, G. 2001. Dependence of Caribbean reef fishes on mangroves and seagrass beds as nursery habitats: a comparison of fish faunas between bays with and without mangroves/seagrass beds. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 214:225–235

Nagelkerken, I.; van der Velde, G.; Gorissen, M.W.; Meijer, G.J.; van't Hof, T.; den Hartog, C. 2000. Importance of mangroves, seagrass beds, and the shallow coral reef as a nursery for important coral reef fishes, using a visual census technique. *Estuar. Coast. Shelf. S.* 51: 31-44.

Newman, E.I. 1993. *Applied Ecology*. Blackwell Science, Oxford, 317p.

Nozaki, Y.; Yamamoto, Y.; Manaka, T.; Amakawa, H.; Snidvongs, A. 2001. Dissolved barium and radium isotopes in the Chao Phraya River estuarine mixing zone in Thailand. *Cont. Shelf Res.* 21: 1435-1448.

Olsson, P. E.; Kling, P.; Hogstrand, C. 1998. Mechanisms of heavy metal

accumulation and toxicity in fish. In: Langston WJ, Bebianno MJ (eds) Metal Metabolism in Aquatic Environments. Chapman and Hall, London, p 321-350.

Osório, F. M.; Godinho, W. O.; Lotufo, T. M. C. 2011. Ictiofauna associada às raízes de mangue do estuário do Rio Pacoti - CE, Brasil. *Biota Neotrop.* 11(1):415-420.

Paiva, A.G.; Lima, M. F. V.; Souza, J. R. B.; Araujo, M. E. 2009. Spatial distribution of the estuarine ichthyofauna of the Rio Formoso (Pernambuco, Brazil), with emphasis on reef fish. *Zoologia* 26(2):266-278

Pannela, G., 1971. Fish otoliths, growth layers and periodical patterns. *Science* 173: 1124-1127.

Parrish, J.D. 1989. Fish communities of interacting shallow-water habitats in tropical oceanic regions. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 58: 143-160.

Polovina, J.J.; Ralston, S. 1987. Tropical snappers and groupers: Biology and fisheries management. Westview Press: Boulder. 659 pp.

Polunin, N. V. C.; Roberts, C. M. (eds) 1996. Reef fisheries. London: Chapman & Hall. 477 p.

Pollux, B.J.A.; Verbek, W.C.E.P.; Dorenbosch, M.; Cocheret de la Morinière, E.; Nagelkerken, I.; van der Velde, G. 2007. Habitat selection during settlement of three Caribbean coral reef fishes: indications for direct settlement to seagrass beds and mangroves. *Limnol. Oceanogr.* 52:903–907.

Popper, A. N.; Ramcharitar, J.; Campana, S. E. 2005. Why otoliths? Insights from inner ear physiology and fisheries biology. *Mar. Freshwat. Res.* 56: 497–504.

Reibisch, J., 1899. Über die Anzahl bei *Pleuronectes platessa* und die Altersbestimmung dieser Form aus den Otolithen. *Wissenschaftler Meeresunter* 4: 233-248.

Rezende, S. M.; Ferreira, B. P.; Fredou, T. 2003: A pesca de lutjanideos no nordeste do Brasil: Histórico das pescarias, características das espécies e relevância para o manejo. *Bol. Tec. Cient. Cepene* 11: 257 - 270.

Rooker, J.R.; Secor, D.H.; Zdanowicz, V.S.; Itoh, T. 2001. Discrimination of northern bluefin tuna from nursery areas in the Pacific Ocean using otolith chemistry. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 218: 275–282.

Rooker, J.R.; Dennis, G.D. 1991. Diel, lunar and seasonal changes in a mangrove fish assemblage off southwestern Puerto Rico. *Bull. Mar. Sci.* 49: 684–698.

Russo, R. E.; Mao, X.; Jhanis, H. L.; Mao, G. S. 2001. Laser ablation in analytical chemistry – A review. Lawrence Berkeley National Laboratory (University of California). 49p.

Simkiss, k. 1974. Calcium metabolism of fish in relation to aging. Pages 1-12. In: T.B. Bagenal, editor. *Ageing of fish*. The Grensham Press, Old Working, England

Schaeffer-Novelli, Y.; Cintrón-Molero, G.; Adaime, R, R. 1990. Variability of mangrove ecosystems along the brazilian coast. *Estuaries* 13 (2): 204-218.

Sheaves, M. 1995. Large lutjanid and serranid fishes in tropical estuaries: Are they adults or juveniles? *Mar. Ecol. Progr.Ser.* 129: 31-40.

Sturrock, A. M.; Trueman, C. N.; Darnaude, A. M.; Hunter, E. 2012. Can otolith elemental chemistry retrospectively track migrations in fully marine fishes? *J. Fish Biol.* 81: 766–795.

Vance, D.J.; Haywood, M.D.E.; Heales, .D.S.; Kenyon, R.A.; Lorenagan, N.R. 1996. How far do prawns and fish move into mangroves? Distribution of juvenile banana prawns *Penaeus merguensis* and fish in a tropical mangrove forest in northern Australia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 131:115–124

Verweij, M.C., Nagelkerken, I., de Graaff, D., Peeters, M., Bakker, E.J., van der Velde, G., 2006. Structure, food and shade attract juvenile coral reef fish to mangrove and seagrass habitats: a field experiment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 306: 257-268.

Walther, B.D.; Thorrold, S.R. 2006. Water, not food, contributes the majority of strontium and barium deposited in the otoliths of a marine fish. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 311: 125–130.

Webb, S.D.; Woodcock, S.H.; Gillanders, B.M. 2012. Sources of otolith barium and strontium in estuarine fish and the influence of salinity and temperature Mar. Ecol. Prog. Ser. 453:189–199.

Weatherley, A.H. 1972. Growth and Ecology of Fish Populations. Academic Press, London: 293p.

Woodcock, S.H.; Munro, A.R.; Crook, D.A.; Gillanders, B.M. 2012. Incorporation of magnesium into fish otoliths: Determining contribution from water and diet. Geochim. Cosmochim. Ac. 94: 12–21

Xavier, J. H. A.; Cordeiro, C. A. M. M.; Tenório, G. D.; Diniz, A. F.; Paulo Jr., E. P.N.; Rosa, R.S.; Rosa, I. L. 2012. Fish assemblage of the Mamanguape Environmental Protection Area, NE Brazil: abundance, composition and microhabitat availability along the mangrove-reef gradient. Neotrop. Ichthyol. 10: 109-122.

2. Capítulo 2

Age, growth and mortality of *Lutjanus alexandrei* in estuarine and coastal waters of tropical south-western Atlantic

Alexandre Aschenbrenner ^{1, 2} and Beatrice P. Ferreira¹

¹ Universidade Federal de Pernambuco, Departamento de Oceanografia, 50740-550 Recife, PE, Brasil

² Corresponding author. Email: brenner.ale@gmail.com

Manuscript accepted in Journal of Applied Ichthyology (CAPES quails B1)

Abstract

Otolith-based methods were used to determine life history traits of the endemic Brazilian snapper *Lutjanus alexandrei* (Moura and Lindemam 2007) in estuarine and coastal environments in south -western Atlantic. Fish were caught as juveniles inside mangrove bordered estuaries by traditional corral fisheries and adults, were captured at sea by traps and gill nets operated by motor boats. During landings fish were sampled and 331 otolith pairs were extracted from *L. alexandrei*. Inshore mangroves were comprised of individuals 0 to 4 years (mean: 2) while individuals in deeper reef environments were older (range: 3 to 22; mean: 8), indicating that an ontogenetic shift occurs at approximately age 3 or 4. Edge analysis was used to validate the annual deposition in the otoliths suggesting opaque growth rings were formed between April and September. Age at length data were used to predict growth rates of *L. alexandrei* using the von Bertalanffy growth model from where the following parameters were calculated: $L_{\infty} = 31$ cm , $k = 0.24$, $t_0 = -1.26$, $r^2 = 0.97$. Mortality rates were estimated for coastal habitats, with $Z = 0.22$ and $S = 0.78$ year⁻¹; based on ages (7 to 17). Additionally, evidence of ontogenetic migration is provided by age and size structure.

Introduction

Commonly called Baúna by fisherman, the Brazilian snapper (*Lutjanus alexandrei*) is an endemic species in the Southern Hemisphere. Formerly misidentified as the grey snapper *Lutjanus griseus*, this species was recently described by Moura & Lindeman (2007). *Lutjanus alexandrei* is only recorded for the tropical portion of the southwestern Atlantic continental shelf, and has a narrower latitudinal range than their western Atlantic congeners. Habitats of the Brazilian snapper include coral reefs, rocky shores, coastal lagoons with brackish water, mangroves, and other shallow water habitats (Moura & Lindeman 2007). Recorded depths range from intertidal (early stages only) to at least 60 m (authors pers. obs.).

Despite reproductive biology was recently described for *L. alexandrei* (Fernandes *et al.* 2012), other life history information (e.g. age, growth and feeding) are still lacking for this species. This hinders our ability to assess their population status and develop appropriate management plans, enhancing the importance of biological and ecological studies on this endemic species. In this context, age, growth, and mortality data represent basic life history information essential to understand the population dynamics of this species (Campana 2001; Lai *et al.* 1996; Manooch 1987). Furthermore, spatial distribution of size-classes of a fish species may reveal movement from one habitat to another with ontogeny (Cocheret de la Moriniere *et al.* 2003) what has important implications for spatially based management (Moura *et al.* 2011) .

In response to this needs, otolith-based techniques were used to examine the age structure of *L. alexandrei* in both early life (estuarine) and adult (coastal) habitats, and the timing of the ontogenetic shift between the two habitats was investigated. Age information was combined with length data to provide the first estimate of growth for *L. alexandrei* in both early life and adult habitats. Finally, age and abundance information were used to predict mortality rates of this species, which together with growth and longevity parameters represent important inputs for stock assessment models.

Materials and methods

Sampling was conducted at one estuarine area and adjacent coastal areas along the tropical portion of south-western Atlantic coast from (7° 44'S, 34° 49'W to 9° 05'S, 35° 15'W). The region is characterized by the presence of Atlantic rain forest, mangroves, sandbanks, estuaries sea grass beds and coral reefs (Ferreira *et al* 2004), forming a interconnected highly productive system that supports important artisanal fisheries (Ferreira & Maida 2006). Specimens of *L. alexandrei* were obtained through fish landings in two localities on the coast of Pernambuco State (Itamaracá and Barra de Sirinhaém) and one locality on the coast of Alagoas State (Japaratinga; Fig 1A). Individuals inhabiting mangroves were sampled at the Formoso river estuarine complex (Fig. 1B). Both estuarine and coastal areas were sampled between May 2010 and July 2012.

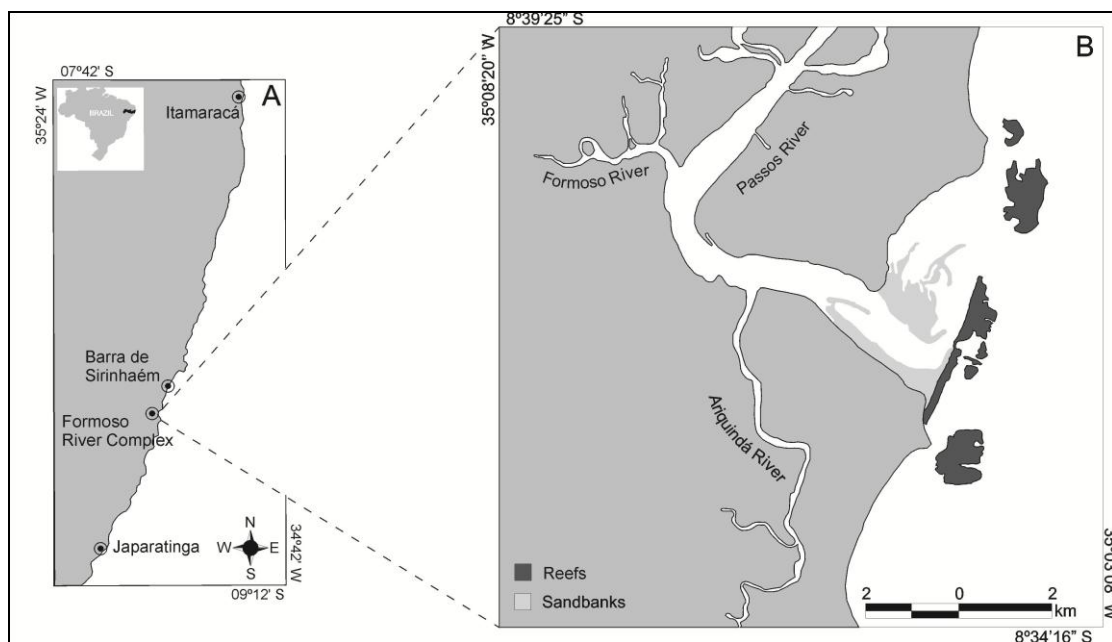


Figure 1. Map of study region showing general fish landings along the coast where individuals of *L. alexandrei* were collected (A), detailed of Formoso river complex where individuals inhabiting mangroves were collected (B).

A total of 371 specimens of *L. alexandrei* were collected, and all individual were measured and weighed. In coastal areas most samples were obtained during landings from gillnet fisheries, operating over the continental shelf in depths between 30 to 60 m.

In order to increase sampling for growth estimates specimens were also obtained from trap fishery landings operating at same depths as the gillnet fisheries. No individuals were recorded from hook and line fisheries. At estuary all individuals were obtained from corral fisheries, operating at depths 0 to 2 m, over estuary margins and parallel to mangrove tree roots.

Length and weight data from each fish were recorded to the nearest mm for (total, fork and standard length, TL, FL and SL, respectively) and weighted to the nearest 0.1 g (total weight, TW). The relationship between total length (TL) and total weight (TW) LWRs for *L. alexandrei* were determined by the equation $\log W = \log a + b \log TL$, where W is the fish weight in grams, TL is the total length in centimeters; a and b are the intercept and the slope of the regression line, respectively. LWRs were also performed separately for juveniles and sub-adults collected in estuarine, and adults collected in coastal areas to assess possible differences in development phases between habitats. The 95% confidence limits (CL) of b were calculated to estimate differences between individuals collected in estuarine and coastal areas (Zar, 1999).

The logarithmic presentation not only linearizes the relationship but also corrects for the increase in variation with length (Froese 2006). Only extreme outliers attributed to data error were omitted from analyses. In addition, regressions among size variables total (TL), fork (FL) and standard (SL) length were provide.

Sagittal otoliths were obtained from 341 individuals. Otoliths were then cleaned, dried, labeled and stored in plastic vials. All undamaged, whole otoliths were weighed to the nearest 0.0001 g. The left otolith of each individual was embedded in transparent polyester resin and allowed to hardener for 24 h. Transverse sections (0.5 mm) that included the core were cut using a Isomet low-speed saw (Buehler). Thin sections were hand polished using 400 -1200 grit wet-dry sandpaper until annuli were clearly defined and sections were then mounted on histological slides using Entellan and cover slips. Age was assigned according to annuli formation, defined as the area consisting of one opaque zone and one translucent zone (Ferreira & Russ 1994). The counting of otolith rings in sectioned otoliths was performed using a stereomicroscope with reflected light at 40x magnification on a black background. Under reflected light, the opaque marks had an intense milky white appearance, while the translucent marks had a darkened

tone. Otolith images were captured using the IMAGE Pro Plus V. 4.5 computer program (SPSS Science. 1999). Otolith readings were performed on ventral side along the same transect from the nucleus to the outer edge parallel to sulcus acusticus, as indicated by dots in Fig. 2. Each otolith section was read three times without prior knowledge of fish length or any other data and the age estimates recorded as the average of the three readings. A subsample of 100 otolith sections were randomly selected and evaluated by a second reader to confirm readings. The precision between readings was estimated using Average Percent Error (APE) by Beamish & Fourier (1981).

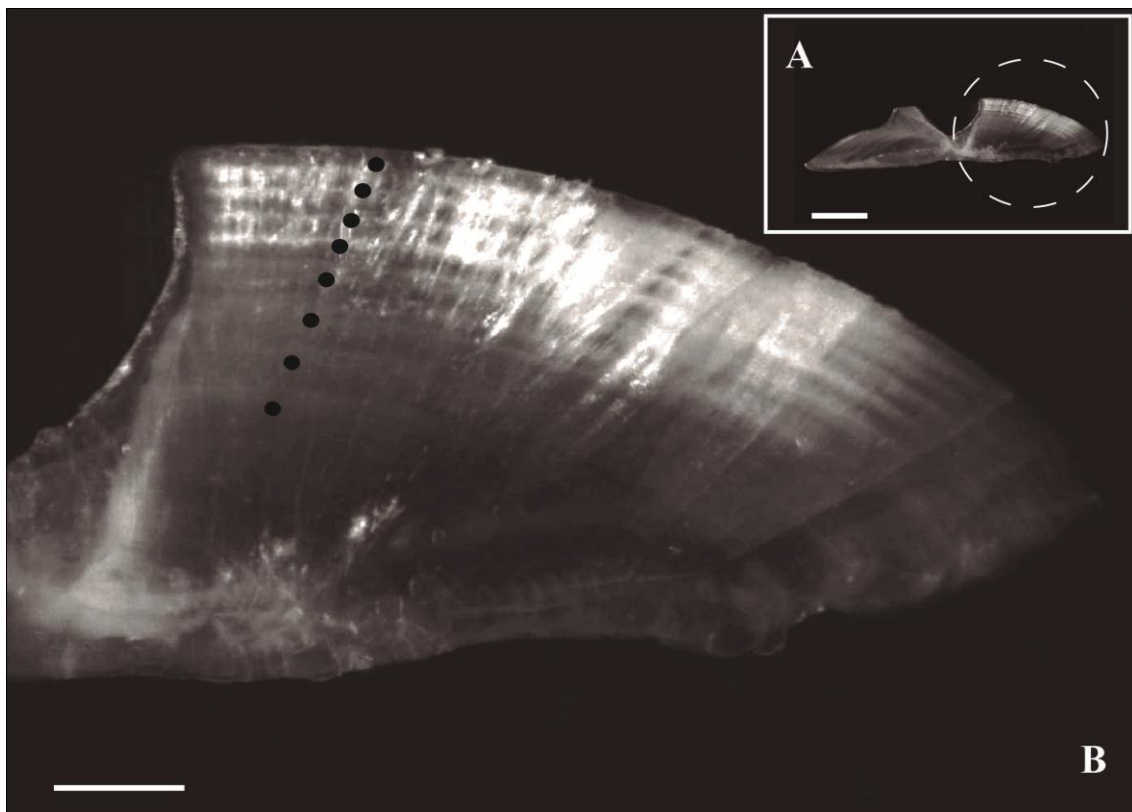


Figure 2 - Sectioned otolith (A) from nucleus to the outer edge of otolith margin; Scale bar = 1 mm. Detailed sectioned otolith (B) showing alternating pattern of opaque and translucent zones of a 8 years old *L. alexandrei*. Scale bar = 0.3 mm

Marginal zone or edge analysis was used to validate the annual deposition of the opaque zone in the *L. alexandrei* otoliths. Growth zones on the proximal margin of the otolith were recorded as either translucent or opaque (Beckman & Wilson 1995; Panfili & Morales-Nin 2002) for age classes 2–12 years. The frequency of the opaque margin per month was then plotted to determine the period of opaque zone deposition. Edge

analysis is based on the assumption that the relative frequency of edge zones follows a yearly sinusoidal cycle when plotted against time (Campana 2001).

Growth parameters were estimated by fitting lengths at age to the von Bertalanffy growth equation: $L_t = L_{\infty} [1 - e^{-k(t-t_0)}]$, where L_t is the TL at age t , L_{∞} the theoretical asymptotic length, k the body growth coefficient and t_0 the theoretical age when fish length is equal to 0.

Estimates of the instantaneous rate of total mortality (Z) were obtained using the age based catch-curve method of Beverton & Holt (1957) and Ricker (1975). The natural logarithm of the number of fish in each age class (N_t) was plotted against their corresponding age (t) and Z estimated from the descending slope b . Estimates of the survival rate (S) were then calculated by $S = e^{-Z}$ (Robson & Chapman 1961).

Differences between otolith weights were tested using paired t -test. Because age data between estuarine and coastal habitats did not show a normal distribution or homoscedasticity, differences in the mean values were evaluated using the non-parametric Mann-Whitney test (Sokal & Rohlf 1995). The differences in average TL between estuarine and coastal habitats was examined using a t -test and corroborated by the Kolmogorov–Smirnov nonparametric test (Sokal & Rohlf 1995).

Results

Size structure

Total length (TL) of fish sampled on estuary ranged 6 to 22 cm, average size was 15.4 cm ($n = 166$), while for coastal areas size range TL was 20.7 to 33.1 cm, average size was 27.3 cm ($n = 205$) Fig. 3. Detailed information on length per location provided on Table 1. Mean sizes (TL) were significantly different for estuarine and coastal areas (t test $p < 0.05$).

Table 1 – Summary size collection in total length (TL) sampled between May 2010 to June 2012 for *L. alexandrei*.

<i>Size</i>			
	<i>Mean (cm)</i>	<i>Range (cm)</i>	<i>n</i>
Estuarine	15.4	6.0-22.0	166
Coastal	27.3	20.7-33.1	205

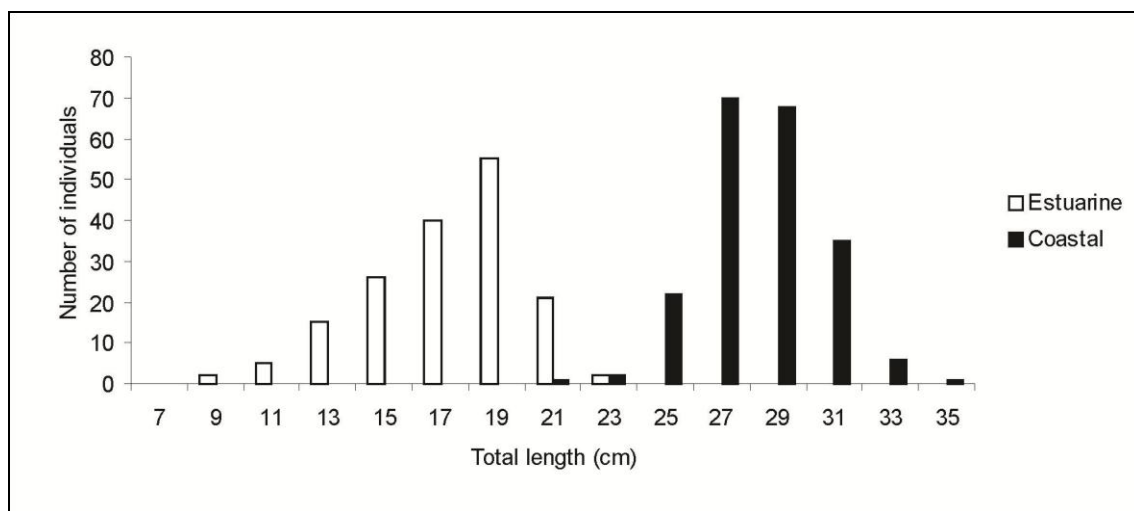


Figure 3 - Size distribution of total length of *L. alexandrei* for estuarine and coastal areas collected from May 2010 to July 2012 (n = 371).

The estimated parameters of the length-weight relationships (LWRs) (Fig 4A) and size-size regressions for *L. alexandrei* are given in Table 2. All LWRs were significant for this species ($p < 0.01$). Values of b found for *L. alexandrei*, show that the Brazilian snapper tends to growth slightly faster in length than in weight, an allometric negative growth (Table 2).

Table 2 – Overall LWR ($\log W = \log a + b \log TL$) parameters for whole population $n = 288$, estuarine individuals $n = 171$, coastal individuals $n = 117$ and size regressions (Y

= a + bX) among total (TL), fork (FL) and standard (SL) length for *L. alexandrei* n = 288.

Habitat	Variables	Size range TL (cm)	a	b	95% CL of b	r ²
Pooled	W-TL	6-33	0.022082	2.8994	2.870 - 2.929	0.99
Estuarine	W-TL	6-20	0.021595	2.9144	2.885 - 2.944	0.99
Coastal	W-TL	20-33	0.039113	2.7224	2.597 - 2.848	0.94
Pooled	TL-FL	6-33	-0.0617	1.0732	1.062 - 1.084	0.99
Pooled	TL-SL	6-33	-0.2629	1.2831	1.274 - 1.292	0.99
Pooled	FL-TL	6-33	0.2047	0.9245	0.915 - 0.934	0.99
Pooled	FL-SL	6-33	-0.0121	1.1846	1.168 - 1.201	0.98
Pooled	SL-TL	6-33	0.2674	0.7762	0.771 - 0.782	0.99
Pooled	SL-FL	6-33	0.2414	0.8319	0.820 - 0.844	0.98

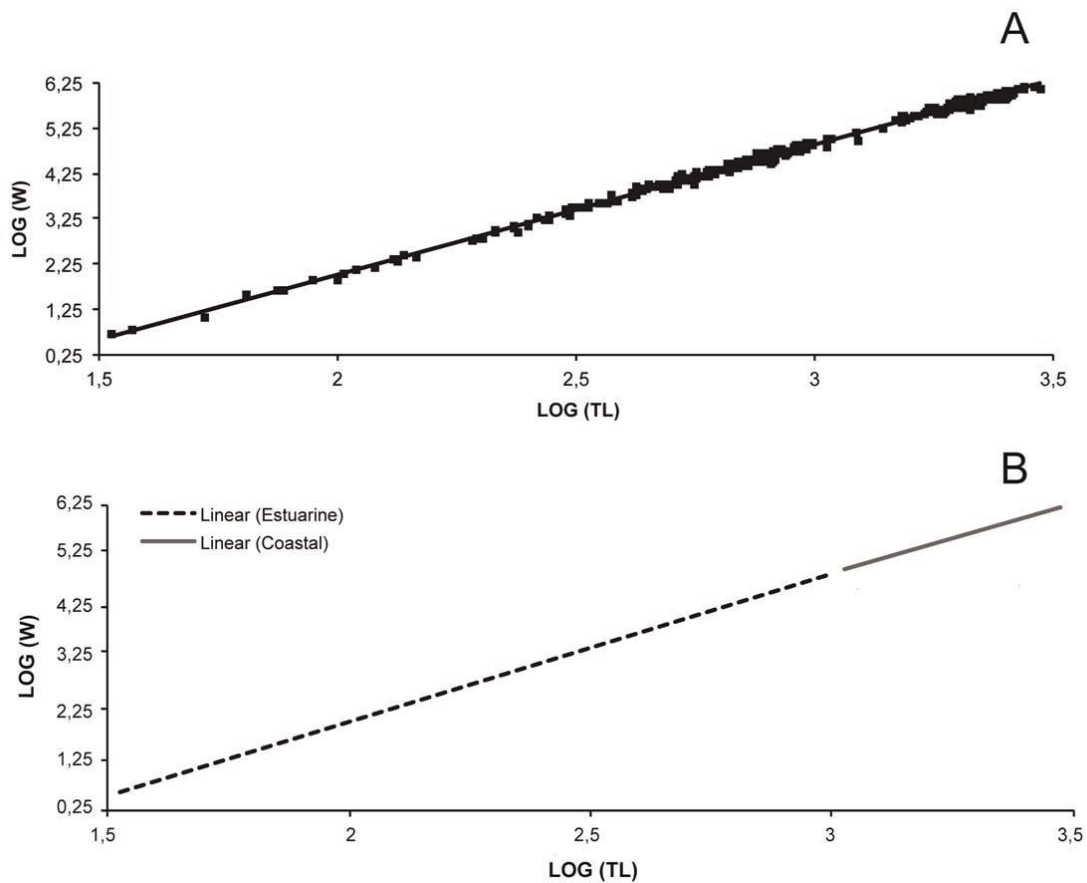


Figure 4 – Logarithmic length-weight relationship $\log W = \log a + b \log TL$ $r^2 = 0.99$ for overall *L. alexandrei* population of $n = 288$ (A). LWRs showing two growth stanzas for estuarine individuals $n = 171$ $r^2 = 0.99$ and coastal individuals $n = 117$ $r^2 = 0.94$ (B).

Comparison of b values for juveniles and sub-adults were significantly different than adult population ($p < 0.05$). Adult individuals collected in coastal areas displayed values slightly smaller when compared to individuals collected in estuarine areas (Table 2), inflection point is observed at about 20 cm (Fig 4B).

Otolith microstructure

Average percent error (APE) among three readings was 5.4% performed by primary reader and 9.7 % between the two readers representing good reproducibility between readings. All cross-sectioned otoliths were considered legible, opaque rings were distinct and easily counted (Fig 2).

Edge type analysis was performed on $n = 257$ otoliths, as 43 were considered unreadable, therefore, excluded from analysis. The monthly proportions of otoliths with opaque margins was highest ($> 50\%$) from April to September (autumn-winter) (Fig. 5), while translucent margins reached higher proportions ($> 50\%$) from October to March (spring-summer).

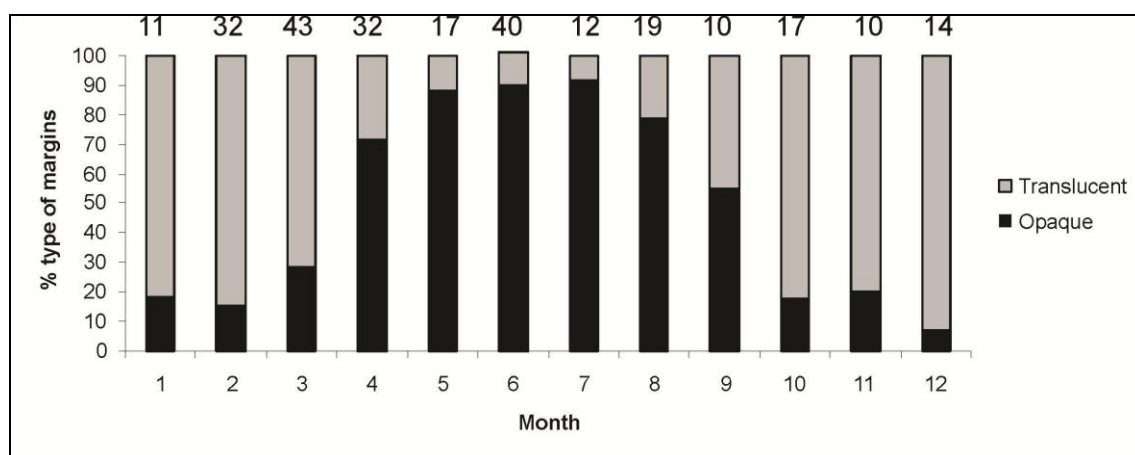


Figure 5 - Monthly frequency of opaque and translucent margins of sectioned otoliths of *L. alexandrei* sampled from pooled years May 2011 to July 2012 ($n = 257$).

Age structure

Predicted ages of *L. alexandrei* ranged from 0 to 4 (mean = 2) for individuals from estuarine habitats (n = 143), with age 2 being the dominant age class in the estuary collections (46.5%) (Fig 6). Age increased significantly for *L. alexandrei* collected on coastal areas, ranging from 3 to 22 years (n = 188). The ascending arm of the catch curve on coastal habitats occurred at 7, suggesting that *L. alexandrei* are fully recruited to deeper coastal areas at this age. Mean age of *L. alexandrei* for coastal habitat was 8 years. Age distributions obtained for individuals sampled in estuarine and coastal areas were significantly different Mann-Whitney test $p < 0.05$.

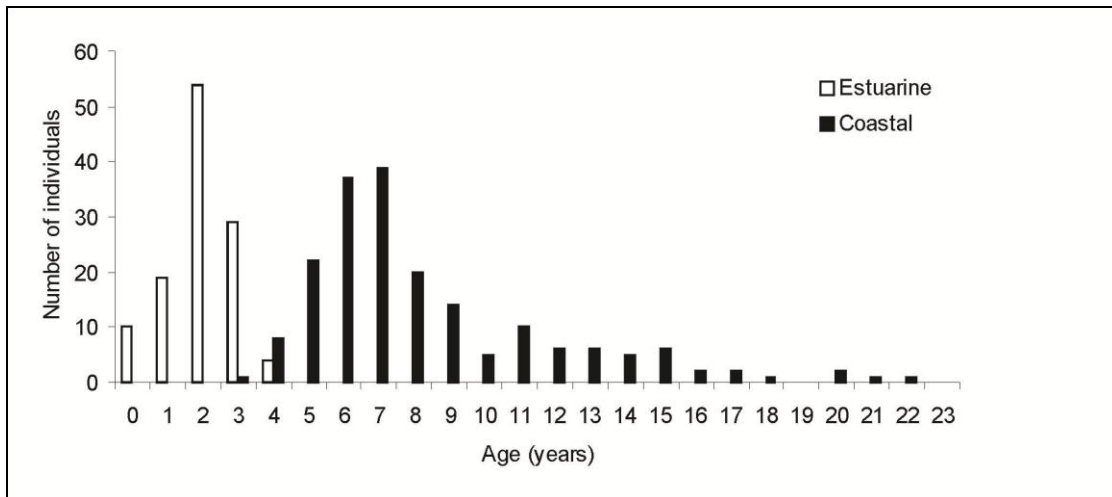


Figure 6 - Age distributions among estuarine (n=143) and coastal areas (n=188) for *L. alexandrei*, sampled from May 2010 to July 2012.

Growth and age-at-length data

Age-at-length data fitted to von Bertalanffy (VB) model showed an initial fast growing pattern for *L. alexandrei* during the first few years of life. Similar to other lutjanids, slowing down markedly at approximately 4 years of life, when the species reach an average of 72% of its asymptotic length (Table 3). Using the VB model, length-specific growth coefficient (k) for *L. alexandrei* was estimated to be 0.24 ± 0.01 SE, with L_{∞} estimated to be $31 \text{ cm} \pm 0.2$ SE, (Fig. 7).

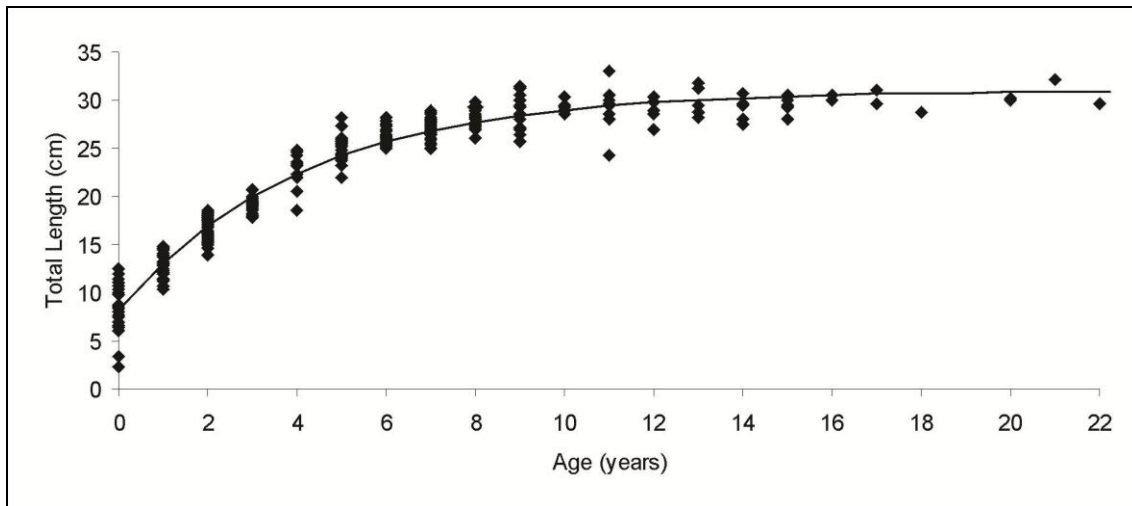


Figure 7 - The von Bertalanffy growth curve for *L. alexandrei* n= 331.

Table 3 – Age-at-length (TL) and cumulative percentage by year up to ten years for *L. alexandrei*

Age (years)	Length (cm)	Accumulate length by year (cm)	%
0	8.3	8.3	27
1	13.1	4.8	42.4
2	17	3.9	54.9
3	20	3	64.7
4	22.4	2.4	72.4
5	24.2	1.9	78.4
6	25.7	1.5	83.1
7	26.8	1.1	86.8
8	27.7	0.9	89.7
9	28.5	0.7	92
10	29	0.6	93.8

Mortality

Estimates of total mortality (Z) for costal individuals derived from catch curves sampled in hard bottom areas from gillnets were $Z = 0.22 \text{ year}^{-1}$ and $S = 0.78 \text{ year}^{-1}$, with $r^2 = 0.83$ $n = 168$ (Fig. 8).

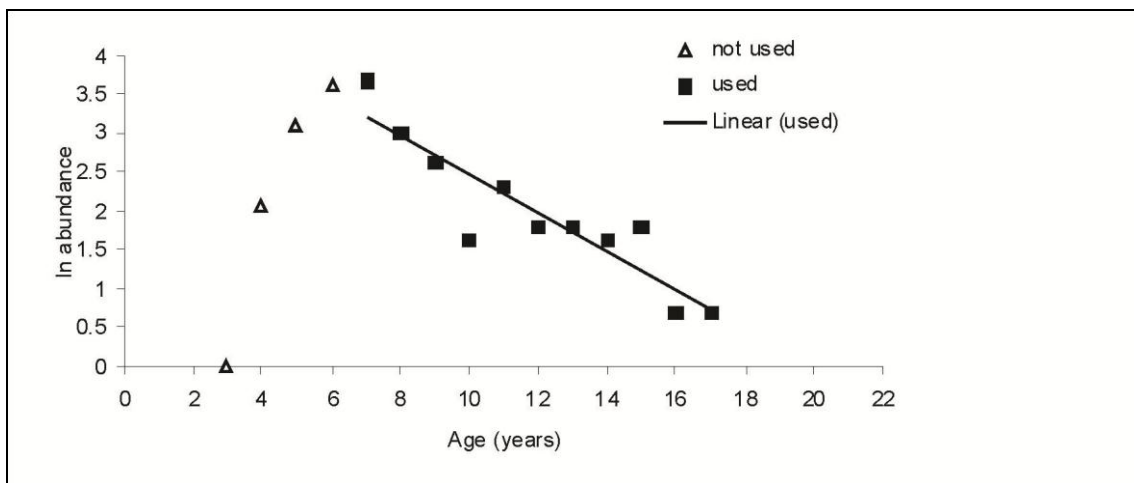


Figure 8 - Estimates of total mortality Z for *L. alexandrei* in coastal areas collected by gillnets $n = 168$.

Discussion

To our knowledge, this is the first study reporting information on growth, mortality and length-weight relationship of *L. alexandrei* in northeast Brazil. Values of b differ between life stages, revealing two growth stanzas (Fulton 1904) a juvenile/sub-adult estuarine/mangrove phase and an adult marine/reef phase. Growth stanzas are expected

for different life stages, usually higher values of b are expected for smaller individuals and lower values for larger ones (Stergiou & Fourtouni 1991). Estimates of separate length–weight relationships for different development phases or growth stanzas is particularly important as it not only can indicate shifts in diet as expected in ontogenetic shifts in habitat, but also because resulting parameters will be more useful if within size range to which the relationship will later be applied (Froese 2006). The here reported b values for *L. alexandrei* life phases as well as pooled samples fall within the normal expected range for b values for fish of 2.5 to 3.5 (Froese 2006) and yet agreed with values found in the literature for *Lutjanus* congeners in south and north Atlantic, that presented a b range of 2.6 to 3.3 (Frota *et al.* 2004; Froese & Pauly 2013).

Maximum size recorded for *L. alexandrei* was TL = 33.1 cm what suggests that *L. alexandrei* might be the smallest Atlantic lutjanid, below the maximum of 45.3 cm SL recorded for *L. synagris* (Cervigón 1993; Freitas *et al.* 2011), as well as for northern Atlantic *Lutjanus* congeners (Allen 1985; Froese & Pauly 2013).

Results from edge type analysis suggest annual otolith ring formation for *L. alexandrei*, and formation of opaque ring in the wet season (April to September) while translucent margins formation is associated with the dry season (October to March) this period is corroborated by several authors that also have found annual ring formation for others lutjanid congeners (Claro *et al.* 1999; Cappo *et al.* 2000; Newman *et al.* 1996; Newman *et al.* 2000; Burton 2002, 2001; Luckhurst 2000).

Size and age distributions for *L. alexandrei* were significantly different between estuarine and coastal areas. Size and depth trends have been registered for other lutjanid species in Southern Atlantic (Moura *et al.* 2011) for *L. jocu*, and a positive relationships between depth and size was also observed for five species of snappers *L. jocu*, *L. analis*, *L. synagris*, *O. chrysurus* and *L. vivanus* (Frédou & Ferreira 2005). However, this is the first record of a marked and distinct size and age habitat shift.

Most frequent age class in the sampled estuary was two years, probably as younger fish are not yet fully recruited to corral fisheries. Little overlap was observed for age classes three and four suggesting that species might leave nursery areas at this age, performing then a fast transition. In addition, low frequency of individuals of age 4 in the estuary and their simultaneous occurrence in the marine area suggest that individuals

around this age are moving out of the estuary and in the process spending a year or two in shallower costal areas before moving out to the deeper fishing areas.

The use of nursery inshore habitats especially for small juvenile fish is an ecological strategy as such habitats provides maximum food availability and minimizes the incidence of predation providing shelter. As fish grow, a shift in estuarine to coastal or mudflat habitats may be a response to changes in diet, foraging efficiency, vulnerability to predators and biological factors such as reproduction (Laegdsgaard & Johnson 2001).

Ontogenetic migration for snappers are well known (Cocheret De La Moriniere *et al.* 2003, 2004; Faunce & Serafy 2003; Jones *et al.* 2010; Moura *et al.* 2011; Mumby *et al.* 2004; Nagelkerken & Velde 2002; Nagelkerken *et al.* 2000)

Lindeman *et al.* (1998) noted two basic types of habitat selection for snappers: the juveniles of some species are usually found on shallow estuaries, while adults inhabit bays, estuaries, and reef environments of shelf waters. Migrations towards deeper areas might be related to: 1) diet shift such as recorded for *L. apodus* (Rooker 1995) and *Lutjanus griseus* (Starck 1970); and 2) sexual maturation and/or reproduction (Gerking 1994; Kimirei *et al.* 2013; Sierra *et al.* 2001). Fernandes *et al.* (2012), estimated the size of first sexual maturity for *L. alexandrei* to be 17 cm SL. This value represent approximately 21.5 cm TL (conversion TL-SL based on table 2 length-length relationship) which is very close to the largest specimen recorded in mangrove area (22 cm TL).

Length at age growth von Bertalanffy model for *L. alexandrei* showed an initial fast growing pattern and slowing down as individual length increases. The growth coefficient and L_{∞} observed for *L. alexandrei*, matches most of reef fishes, displaying a fast initial growth and decreasing as length increases (Choat & Robertson 2002). Values of k found for *L. alexandrei* from growth equation agreed with values found in the literature for lutjanids (k range from 0.1 to 0.35) (Manooch 1987), although $L_{\infty} = 30$ cm found for this species is the smallest when compared to lutjanidae family (Manooch 1987).

Observed longevity for *L. alexandrei* was 22 years, most congeners of lutjanidae that reaches larger sizes and also do ontogenetic migration show bigger longevity *L. griseus* 24 years (Burton, 2001), *L. analis* 29 years (Burton 2002), *L. jocu* 25 years (Rezende & Ferreira 2004), Although this pattern was not observed for *L. synagris* 19 years (Luckhurst 2000), *L. griseus* in south Florida 15 years (Burton 2001), *O. chrysurus* south Florida 14 years (Johnson 1983) and *O. chrysurus* northeastern Brazil 19 years (Araújo *et al.* 2002) may be related to fishing pressure. Fisheries play an important impact on longevity, usually when fishing pressure is high, longevities and sizes tend to diminish among fish population, especially on target species (Ricker 1975)

Total mortality Z in reef areas was 0.22 year^{-1} , a rate that can be considered lower if compared to other congeners species *L. griseus* south Florida $Z = 0.95$ and north Florida $Z = 0.34$ (Burton 2001), *L. analis* Florida $Z = 0.49$ and (Burton 2002) and *L. synagris* Gulf of Mexico Z range 0.375 to 0.5767 (Johnson *et al.* 1995). Lower mortality rates might be related to the fact that *L. alexandrei* is not the main target of any fisheries, and opposed to most lutjanids is not caught by hook-and-line, the main snapper directed fisheries (Rezende *et al.* 2003; Frédou *et al.* 2006). Considering that *L. alexandrei* is not recorded in official statistical landings (IBAMA 2007; 2006) and according to sample landings information is not the target species for traps neither for gillnets, we believe this Z value might be important for future comparisons, as a reference value, specially, if somehow fishing pressure increase upon this species. Recent development of trap fisheries, targeting reef species for export markets (Marques & Ferreira 2010), may mean increased pressure over those populations, since both the Lane and Brazilian snappers are commonly caught by this fishery (Marques & Ferreira 2010). In the absence of fisheries landing control, population parameters are important reference points for impact evaluation.

The results here presented fill an important gap on biological aspects on this yet poorly studied endemic Brazilian snapper. Ontogenetic migration evidence enhances the importance of including essential habitat assessment in fishery management strategies and habitat and ecosystem connectivity in marine reserve planning and design

Acknowledgements

We are grateful to Dr. Jay Rooker for all valuable suggestions and comments on the manuscript also for Simone Marques for helping with figures and layouts. We thank Universidade Federal de Pernambuco - UFPE and Centro de Pesquisa e Gestão de Recursos Pesqueiros do Litoral Nordeste - CEPENE/ICMBIO for laboratory and facilities. We also acknowledge Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES for financial support (as a grant to A. Aschenbrenner).

References cited

- Allen, GR., 1985. Snappers of the World. An annotated and illustrated catalogue of lutjanid species known to date. Rome: FAO. 208 p.
- Araújo, N. J.; Martins, A. S.; da Costa, K. G. 2002. Idade e Crescimento da Cioba, *Ocyurus Chrysurus* da Costa Central do Brasil. Rev.bras. oceanogr. 50: 47-57.
- Beamish, R. J.; Fournier, D. A. 1981. A method for comparing the precision of a set of age determinations. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38: 982-983.
- Beckman D. W.; Wilson C. A. 1995. Seasonal timing of opaque zone formation in fish otoliths. In: Secor DH, Dean JM, Campana SE (eds) Recent developments in fish otolith research. University of South Carolina Press, Columbia, pp 545–565.
- Beverton, R..J..H.; Holt, S.J. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. Fishery Invest., Lond., Series 2. 19. 533 p.
- Burton, M. L. 2001. Age, growth, and mortality of gray snapper, *Lutjanus griseus*, from the east coast of Florida. Fish. Bull. 99: 254-265.
- Burton, M. L. 2002. Age, growth and mortality of mutton snapper, *Lutjanus analis*, from the east coast of Florida, with a brief discussion of management implications. Fish. Res. 59: 31–41.
- Campana, S. E. 2001. Accuracy, precision, and quality control in age determination, including a review of the use and abuse of age validation methods. J. Fish. Biol. 59:197– 242.
- Cappo, M.; Eden, P.; Newman, S. J.; Robertson, S. 2000. A new approach to tetracycline validation of the periodicity and timing of increment formation in the otoliths of 11 species of *Lutjanus* from the central Great Barrier Reef. Fish. Bull. 98, 474-488.
- Cervigón, F., 1993. Los peces marinos de Venezuel. Volume 2. Fundación Científica Los Roques, Caracas, Venezuela. 497 p.

Choat, J.; Robertson, D. R. 2002. Age-based studies. In: Coral Reef Fishes: Dynamics and Diversity in a Complex Ecosystem. (Ed P. Sale). (Academic Press: San Diego) pp. 57–80.

Claro, R.; Baisre, J. A.; Lindeman, K. C.; García-Arteaga, J. P., 2001. Cuban fisheries: historical trends and current status. In: Ecology of the Marine Fishes of Cuba (Eds R. Claro, K. C. Lindeman and L. R. Parenti). (Smithsonian Institution Press: Washington) pp. 194-218.

Cocheret de la Morinière E.; Pollux B. J. A.; Nagelkerken I.; van der Velde H. G., 2003. Diet shifts of Caribbean grunts (Haemulidae) and snappers (Lutjanidae) and the relation with nursery-to-coral reef migrations. Est. Coast. Shelf Sci. 57: 1079–1089.

Cocheret de la Morinière, E.; Nagelkerken, I.; van der Meij, H.; van der Velde, G., 2004. What attracts juvenile coral reef fish to mangroves: habitat complexity or shade? Mar. Biol. 144, 139–145.

Faunce, C. H.; Serafy, E. J. 2007. Nearsore habitat use by gray snapper (*lutjanus griseus*) and bluestriped grunt (*heamulum sciurus*): environmental gradients and ontogenetic shifts). Bull. Mar. Sci. 80, 473-495.

Fernandes, C. A. F.; Oliveira, P. G. V.; Travassos, P. E. P.; Hazin, F. V. H. 2012. Reproduction of the Brazilian snapper, *Lutjanus alexandrei* Moura & Lindeman, 2007 (Perciformes: Lutjanidae), off the northern coast of Pernambuco, Brazil. Neotrop. Ichthyol. 10: 587-592.

Ferreira, B. P.; Maida, M. 2006. Monitoring Brazilian Coral Reefs: status and perspectives. Serie Biodiversidade, 18. (MMA/SBF: Brasília).

Ferreira, B. P.; Messias, L. T.; Maida, M. 2004. The Environmental Municipal Councils as instruments for coastal integrated management: the Área de Proteção Ambiental Costa de Corais (AL/PE) experience. J. Coast. Res. 39: 1003-1007.

Ferreira, B.P.; G.R. Russ. 1994. Age validation and estimation of growth rate of the coral trout, *Plectropomus leopardus*, (Lacepede 1802) from Lizard Island, Northern Great Barrier Reef. Fish. Bull. 92: 46-57.

Frédou, T.; Ferreira, B. P.; Letourneur, Y. 2006. A univariate and multivariate study of reef fisheries off northeastern Brazil. *ICES J. Mar. Sci.*, 63: 883–896.

Frédou, T.; Ferreira, B. P., 2005. Bathymetric Trends of Northeastern Brazilian Snappers. *Braz. Arch. Biol. Technol.* 48, 787-800.

Freitas, M. O.; Moura, R. L.; Francini-Filho, R. B.; Minte-Vera, C.V. 2011. Spawning patterns of commercially important reef fish (Lutjanidae and Serranidae) in the tropical western South Atlantic. *Sci. Mar.* 75, 135-146.

Froese, R.; Pauly, D. Editors. 2013. FishBase. World Wide Web electronic publication (Version 08.2013). Available at <http://www.fishbase.org> [accessed 15 July 2013]

Froese, R. 2006. Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *J. Appl. Ichthyol.* 22: 241–253.

Frota, L.O.; Costa, P.A.S.; Braga, A.C., 2004. Length-weight relationships of marine fishes from the central Brazilian coast. *NAGA Worldfish Center Q.* 27 (1&2):20-26.

Fulton, T. W. 1904. The rate of growth of fishes. Twenty-second Annual Report, Part III. Fisheries Board of Scotland, Edinburgh, pp. 141–241.

Gerking, S. D. 1994. Feeding Ecology of Fish. Academic Press, San Diego. 416 p.

IBAMA. 2007. Estatística da Pesca: grandes regiões e unidades da federação. (IBAMA: Brasília).

IBAMA. 2006. Relatório Final do Projeto de Monitoramento da Atividade Pesqueira do Litoral do Brasil. Projeto ESTATPESCA, Brasília.

Johnson, A. G. 1983. Age and growth of yellowtail snapper from South Florida. *Trans. Am. Fish. Soc.* 112: 173-177.

Jones D. L.; Walter, J. F.; Brooks, E. N.; Serafy J. E. 2010. Connectivity through ontogeny: fish population linkages among mangrove and coral reef habitats. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 401: 245-258.

Kimirei, I. A.; Nagelkerken, I.; Trommelen, M.; Blankers P.; Hoytema, N.; van Hoeijmakers, D.; Huijbers, C. M.; Mgaya, Y. D.; Rypel, A. L. 2013. What Drives

Ontogenetic Niche Shifts of Fishes in Coral Reef Ecosystems? *Ecosystems* 16: 783–796.

Laegdsgaard, P.; Johnson, C. 2001. Why do juvenile fish utilize mangrove habitats? *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 257: 229–253.

Lai, H. L.; Gallucci, V. F.; Gunderson, D. R.; Donnelly, R. F., 1996. Age determination in fisheries: Methods and applications to stock assessment. In *Stock assessment quantitative methods and applications for small-scale fisheries*. (Eds V. F. Gallucci, S. B. Saila, D. J. Gustafson and B. J. Rothschild). pp. 82-170. (Lewis Publishers: Florida).

Lindeman, K. C.; Diaz, G. A.; Serafy, J. E.; Ault, J. S. 1998. A spatial framework for assessing cross-shelf habitat use among newly settled grunts and snappers. In: *Proc. Gulf Caribb. Fish. Inst.* 50: 385-416.

Luckhurst, B. E.; Dean, M. J.; Reichert, M. 2000. Age, growth and reproduction of the lane snapper *Lutjanus synagris* (Pisces: Lutjanidae) at Bermuda. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 203, 255-261.

Manooch, C. S. III. 1987. Age and growth of snappers and groupers. In: *Tropical snappers and groupers: biology and fisheries management*. (Eds J.J. Polovina & S. Ralston). pp. 329-373. (Westview Press: Boulder).

Marques, S.; Ferreira, B. P. 2010. Composição e características da pesca de armadilhas no litoral Norte de Pernambuco – Brasil. *Bol. Tec. Cient. CEPENE* 18: 49-60.

Moura, R. L.; Francini, R. B.; Chaves, E. M.; Minte-Vera, C. V.; Lindeman, K. C. 2011. Use of riverine through reef habitat systems by dog snapper (*Lutjanus jocu*) in eastern Brazil. *Est. Coast. Shelf Sci.* 95: 274-278.

Moura, R. L.; Lindeman, K. C., 2007. A new species of snapper (Perciformes: Lutjanidae) from Brazil, with comments on distribution of *Lutjanus griseus* e *L. apodus*. *Zootaxa*. 1422: 31-43.

Mumby, P. J.; Edwards, A. J.; Arias-González, E. J.; Lindeman, K. C.; Blackwell, P. G.; Gall, A.; Gorczynska, M. I.; Harborne, A. R.; Pescod, C. L.; Renken, H.; Wabnitz, C. C. C.; Llewellyn, G. 2004: Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. *Nature* 427: 533–536.

Nagelkerken, I.; van der Velde, G. 2002. Do non-estuarine mangroves harbour higher densities of juvenile fish than adjacent shallow-water and coral reef habitats in Curaçao (Netherland Antilles)? Mar. Ecol. Prog. Ser. 245: 191–204.

Nagelkerken, I.; van der Velde, G.; Gorissena, M. W.; Meijera, G. J.; van't Hof, T.; den Hartog, C. 2000. Importance of Mangroves, Seagrass Beds and the Shallow Coral Reef as a Nursery for Important Coral Reef Fishes, Using a Visual Census Technique. Est. Coast. Shelf Sci. 51: 31-44.

Newman, S.J.; Cappo, M.; Williams, D. Mc. B., 2000. Age, growth, mortality rates and corresponding yield estimates using otoliths of the tropical red snappers, *Lutjanus erythropterus*, *L. malabaricus* and *L. sebae*, from the central Great Barrier Reef. Fish. Res. 48: 1–14.

Newman, S. J.; Williams, D. McB.; Russ, G. R., 1996. Age validation, growth and mortality rates of the tropical snappers (Pisces:Lutjanidae) *Lutjanus adetii* (Castelnau, 1873) and *L. quinquelineatus* (Bloch, 1790) from the Central Great Barrier Reef, Australia. Mar. Freshw. Res. 47: 575–584.

Panfili, J.; Morales-Nin, B. 2002. Validation and verification methods. B. Semi-direct validation. In: Panfili, J.; de Pontual, H.; Troadec, H.; Wright, P.J. (Eds.), Manual of Sclerochronology. IFREMER-IRD, Brest, France, pp. 129–134

Rezende, S. M.; Ferreira, B. P. 2004. Age, growth and mortality of dog snapper *Lutjanus jocu* (Bloch & Schneider, 1801) in the northeast coast of Brazil. Braz. J. Oceanogr. 52: 107-121.

Rezende, S. M.; Ferreira, B. P.; Frédou, T. 2003. A pesca de lutjanídeos no nordeste do Brasil: Histórico das pescarias, características das espécies e relevância para o manejo. Bol. Tec. Cient. Cepene 11, 257 - 270.

Ricker, W. E., 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Bull. Fish. Res. Bd. Can. 191: 382p

Robson, D. S.; Chapman, D. G., 1961. Catch curves and mortality rates. Trans. Am. Fish. Soc. 90: 181–189.

- Rooker, J. R. 1995. Feeding ecology of the schoolmaster snapper, *Lutjanus apodus* (Walbaum), from southwestern Puerto Rico. Bull. Mar. Sci. 56: 881–894.
- Sierra, L.M.; Claro, R.; Popova, O. A. 2001. Trophic biology of the marine fishes of Cuba. In: Ecology of the Marine Fishes of Cuba. (Eds R. Claro, K. C. Lindeman & L. R. Parenti). pp. 115-148. (Smithsonian Institution Press: Washington).
- Sokal, R.R.; Rohlf, F. J. 1995. Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. 3rd ed. W. H. Freeman, New York, 887pp.
- SPSS Inc., 1999. SPSS Base 5.0 for Windows User's Guide. (SPSS Inc.: Chicago).
- Starck, W. A. 1970. Biology of the Gray snapper *Lutjanus griseus* (Linnaeus), in Florida Keys. Stud. Trop. Oceanogr. 10: 1-150.
- Stergiou, K. I.; Fourtouni, H., 1991. Food habits, ontogenetic diet shift and selectivity in *Zeus faber*. J. Fish. Biol. 39: 589–603
- Zar, J. H., 1999. Biostatistical Analysis. 4th ed. Prentice-Hall, Upper Saddle River, NJ. 931 pp.

3. Capítulo 3

Spatial and temporal variability in the otolith chemistry of the Brazilian snapper (*Lutjanus alexandrei*) from estuarine and coastal environments

Alexandre Aschenbrenner^{1,3}, Beatrice Padovani Ferreira¹ and Jay R. Rooker²

¹ Universidade Federal de Pernambuco, Departamento de Oceanografia, 50740-550 Recife, PE, Brasil

² Texas A&M University at Galveston

³ Corresponding author. Email: brenner.ale@gmail.com

Manuscript will be submitted to Journal of Fish Biology (CAPES quails A2)

Abstract

Otolith chemistry of juvenile and adult Brazilian snapper (*Lutjanus alexandrei*) was measured to assess the utility of natural markers for investigating individual movements between estuarine and coastal environments. Individuals were collected over a three-year period (2010-2012) along the northeastern coast of Brazil from both estuarine (juvenile to sub-adult stages) and coastal (sub-adult to adult stages) areas. Six elements (^7Li , ^{24}Mg , ^{55}Mn , ^{59}Co , ^{88}Sr and ^{137}Ba) were measured in sectioned otoliths of *L. alexandrei* using laser ablation inductively coupled plasma mass spectrometry (LA-ICPMS). Edge composition analysis indicated that element:Ca ratios in the otoliths of juvenile and sub-adult *L. alexandrei* from estuaries were not significantly different among the three consecutive years (2010, 2011 and 2012), suggesting that physicochemical conditions within the nursery area investigated was temporally stable. Similarly, apart from two element (Ba, Co), element:Ca ratios for larger *L. alexandrei* inhabiting coastal waters were also similar. In contrast, otolith chemistry of similar sized *L. alexandrei* from estuarine and coastal areas was significantly different (based on recently accreted material). Otolith Mn:Ca and Ba:Ca were both significantly higher for *L. alexandrei* collected in estuaries compared to fish from adjacent coastal reefs region, while the opposite trend was observed for Sr:Ca. Given the pronounced differences in otolith chemistry between estuarine and coastal areas, element:Ca transects were constructed from the core to margin of the otoliths for adults (age 7+) collected on reefs to determine the timing of movement (ontogenetic migration) from estuarine to coastal areas. Based on observed patterns of decline for both Mn:Ca and Ba:Ca, it appears that *L. alexandrei* begin the transition to more coastal habitats (i.e., lower element:Ca ratios) after age 2.

Introduction

Otoliths (ear stones) can serve as natural tags in fishes because the acellular and metabolically inert nature of these structures conserve and retain elements that are permanently accreted onto an otolith's growing surface (Campana 1999). Several elements are widely used and accepted as useful markers of environmental conditions (e.g., Ba, Sr, Mn, Mg) in both estuarine and marine systems (Walther & Thorrold 2006; Elsdon *et al.* 2008). Analyses of either whole otoliths or small areas within the otolith have been used to distinguish stocks or sub-populations and retrospectively determine migratory histories (e.g. Rooker *et al.* 2008, 2010), including movement between estuarine and marine waters (Secor *et al.* 2001; Gillanders 2005; Thorrold *et al.* 1997). Despite their promise for describing movement and population connectivity, the use of otolith chemistry is challenging due to the fact that these chemical tags are species specific and vary spatially and temporally within an environment (Gillanders 2005).

The use of multiple habitats during early life stages is a key ecological feature of many reef fishes (e.g. snappers, Sheaves 1995 and groupers, Nakamura *et al.* 2008). Adults inhabit the marine environment and, after spawning, larvae/juveniles move into shallow coastal areas and estuaries, where they spend the first months or years of life (Gillanders 2002a; Reis-Santos *et al.* 2012; Jones *et al.* 2010). Increased food availability and refuge from predators are benefits often associated with inshore or estuarine habitats (Gibson 1994; Mumby *et al.* 2004; Miller *et al.* 1985). A key information for managing fish stocks and designing marine protected areas relies on understanding ontogenetic movements of different life history stages as well as the timing of such movements, particularly the transition from juvenile to adult populations (Sheaves 1995; Gillanders 2002a, 2005).

Movement between estuarine and coastal habitats has been described for several species of dominant taxa on reefs, including snappers (family Lutjanidae) in the western Atlantic Ocean (Nagelkerken *et al.*; 2000; Chitarro 2006; Moura *et al.* 2011). One of the most common lutjanids on reefs in the southwestern Atlantic Ocean is the endemic, and recently described Brazilian snapper (*Lutjanus alexandrei*) (Moura & Lindemam 2007). Similar to congeners in the Caribbean Sea, this species resides in estuarine or nearshore nurseries before transitioning to coastal reef environments later in life

(Aschenbrenner & Ferreira 2015). Despite its ecologic and economic importance, basic life history information for *L. alexandrei* is scarce (Fernandes *et al.* 2012, Aschenbrenner & Ferreira 2015).

The aim of the current study was to evaluate the effectiveness of using natural chemical tags in otoliths of *L. alexandrei* for improving our understanding of habitat use and associated ontogenetic shifts for this endemic yet poorly understood snapper. Specific objectives of this study are first to assess spatial and temporal variability in the otolith chemistry (element:Ca ratios) of *L. alexandrei* from estuarine and coastal habitats to determine the potential value of the approach. Next, we constructed element:Ca life history transects (from the core to margin of the otolith) to determine the timing of movement (ontogenetic migration) from estuarine to coastal areas.

Material and Methods

Sample collections

Juveniles *L. alexandrei* were sampled at the Formoso river from traditional corral fisheries landings operating over estuarine margins and parallel to mangrove prop roots. Specimens were collected during three consecutive years (2010, 2011 and 2012) in the dry season (from November to April), in collection sites that were < 1km apart from each other (Fig 1A). Adult individuals were either collected by commercial fisheries landings using gillnets or fish traps operating over the continental shelf in depths between 30 to 60 m. Fish were collected in two sites in the coastal portion of Pernambuco State Itamaracá (IT) and Olinda (OL) considered north location, another two sites Santo Antonio (SA) and São Miguel (SM) in the coastal part of Alagoas State, considered southern locations (Fig. 1B). Distances between southern sites were < 30 km and distances between northern sites were < 50 km. Northern and southern locations were < 230 km apart. All coastal individuals were collected in 2012.

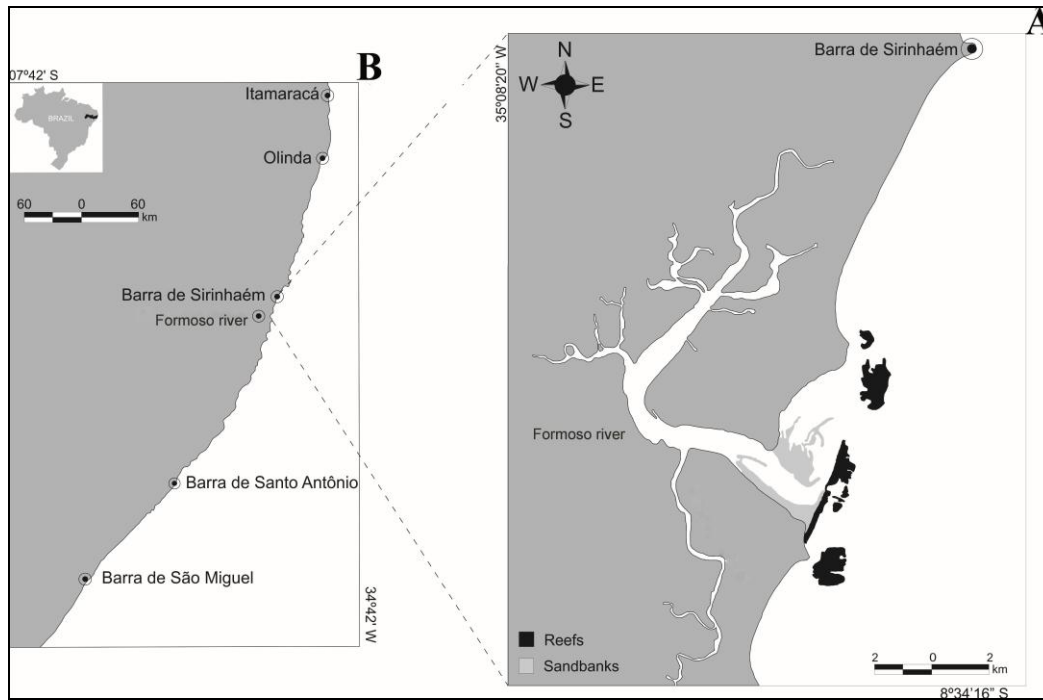


Figure 1. Location of estuarine area (1A) Formoso river (FR) and coastal areas (1B) Itamaracá (IT), Olinda (OL), Barra de Sirinhaém (SI), Barra de Santo Antonio (SA) and Barra de São Miguel (SM), where juvenile and adults of *Lutjanus alexandrei* were collected.

In order to evaluate temporal variability in otolith chemistry within the estuarine area, ten juvenile individuals of *L. alexandrei* were randomly selected from each of the three consecutive years (2010, 2011 and 2012). Fish ranged in length from 16 to 17 cm. Spatial variability patterns of otolith chemistry in coastal areas was estimated using ten adult individuals randomly selected for each site from north and south areas ($n = 40$ in total) ranging from 28 to 29 cm in length.

Differences in Element:Ca ratios between habitats, estuary and the adjacent coastal site were also tested using ten individuals each from Formoso river and the nearest costal site from estuary Barra de Sirinhaém ($n = 20$ in total). All samples were collected in the same year (2011) during the dry season. Samples ranged in size from 20 to 24 cm, comprising the larger individuals from estuarine and smallest from coastal areas, though there was some size overlap between the two habitat types.

Trace element life history transects were then performed from age 1 to 7 in order to identify possible migration patterns from estuarine to coastal habitats. Ten individuals

of age 7 between 26 to 28 cm TL were randomly selected from all coastal areas. Summary of data collections is provided in Table 1.

Once captured, fish were placed into labeled plastic bags, stored on ice, and processed within 24 h. Both sagittae were removed using plastic forceps, rinsed with distilled water, and cleaned of adhering tissue. Otoliths were then air dried and stored in plastic vials. A single sagittal otolith was analyzed from each fish. Transects were based on otolith sections measurements (n = 170) performed in parallel to the sulcus acusticus from the nucleus to the proximal face using a stereomicroscope with reflected light on a black background (Fig 2). Otolith images were captured, treated and measurements for the first seven annuli performed using the IMAGE Pro Plus V. 4.5 computer program (SPSS Science, 1999).

Table 1. *L. alexandrei*. Overview of type of analyses, sampling habitats, sites, sampling code, sampling year, number of samples analyzed (n) and total length ranges (TL, cm).

Type of analysis	Habitat	Sampling site	Sampling code	Year	n	TL (cm)
Temporal variability	Estuarine	Formoso river	FR	2010 - 2012	30	16 - 17
Spatial variability	Coastal	Itamaracá	IT	2012	10	28 - 29
Spatial variability	Coastal	Olinda	OL	2012	10	28 - 29
Spatial variability	Coastal	Barra de Santo Antonio	SA	2012	10	28 - 29
Spatial variability	Coastal	Barra de São Miguel	SM	2012	10	28 - 29
Habitat signatures	Estuarine	Formoso river	FR	2011	10	20 - 22
Habitat signatures	Coastal	Barra de Sirinhaém	SI	2011	10	22 - 24
Life transect	Coastal	Itamaracá	IT	2012	4	26 - 28
Life transect	Coastal	Barra de Santo Antonio	SA	2012	3	26 - 28
Life transect	Coastal	Barra de São Miguel	SM	2012	3	26 - 28

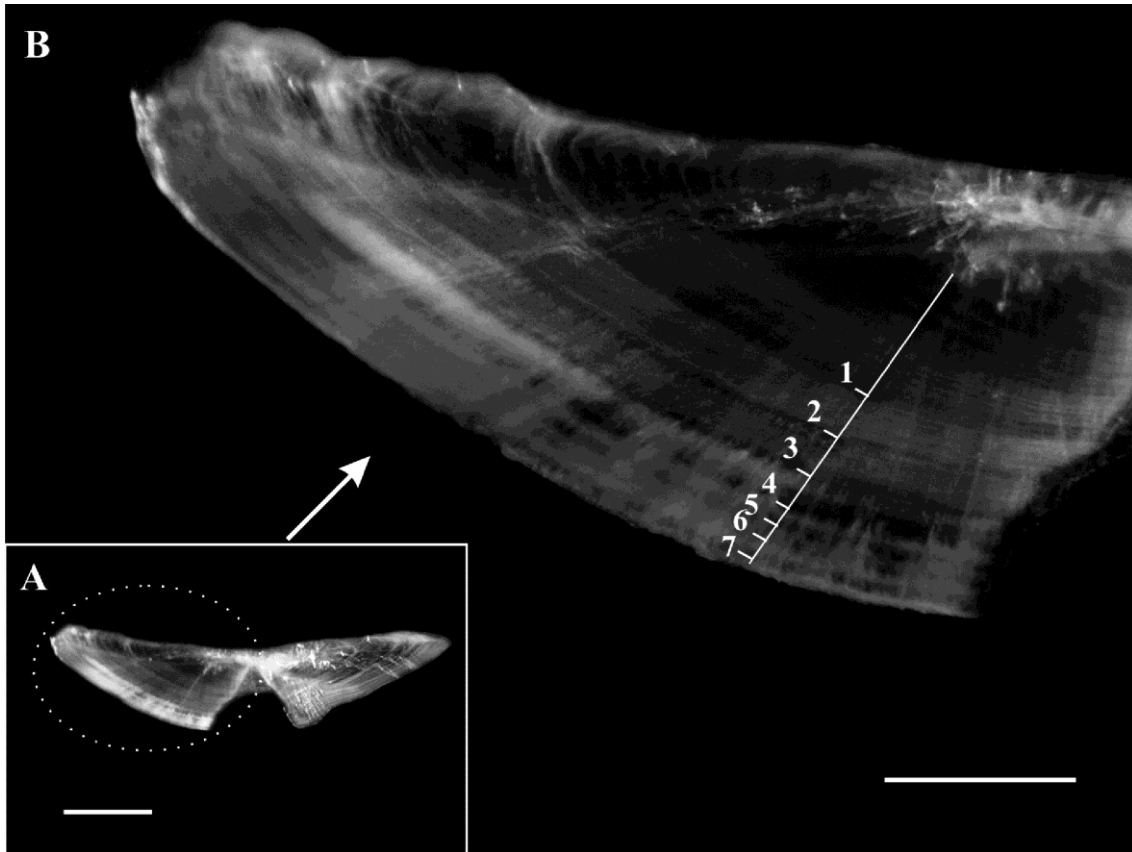


Fig. 2. Sectioned otolith (a) of *L. alexandrei* Scale bar = 0.5 mm. Detailed sectioned otolith (b) showing measurements performed in parallel to the sulcus acusticus from the nucleus to the proximal face of a 8 years old individual, Scale bar = 0.4 mm

Otolith preparation and analysis

One otolith from each fish was randomly selected and prepared for chemical analysis. Each otolith was first embedded in epoxy resin and a transverse thin section (1.5 mm) was removed from the core region using a IsoMet® low-speed saw (Buehler). Each otolith section was glued to a glass slide with crystal bond thermoplastic cement and thin sections were hand polished to the core on one side using 1200 grit wet-dry sandpaper and 3µm aluminum oxide lapping film rinsed with Milli-Q water. Polished sections were triple rinsed in Milli-Q water and air dried for 12 h under a laminar flow hood before being stored in a slide box.

Trace element chemistry of thin sections was determined using a laser ablation inductively coupled plasma mass spectrometer (LA-ICPMS) at Texas A&M University

at Galveston. The system consists of an ultraviolet laser ablation with a high-resolution digital camera (NWR 213, New Wave Research, USA) and quadrupole inductively coupled plasma mass spectrometer with a Xs cone (ICPMS, XSeries II, Thermo Scientific, USA). Ablation diameter for spots sampled on each otolith were 50 μm , and the location of annuli was determined using otolith microstructure analysis. For assessments of spatial and temporal variability, replicate spots were ablated on the edge of each otolith to ensure that the analyzed material was recently accreted or from the capture location. Life history transects were performed by ablating multiple spots at each annulus from age 1 to 7. All elemental concentrations were based on an average of four ablations on the otolith edges and average of three ablations for each annulus on the life history transects. Before acquiring data, otoliths were pre-ablated using 2 laser pulses to remove any surface contamination. Six elements were measured using LA-ICPMS: ^7Li , ^{24}Mg , ^{55}Mn , ^{59}Co , ^{88}Sr , ^{137}Ba . NIST 614 was used as the external standard for calibration. ^{44}Ca was used as the internal standard to correct variations in ablation yield. Calcium concentration was assumed to be evenly distributed across the otolith sections at 38% or $388000\mu\text{gg}^{-1}$, a published value for certified reference material of otoliths (Yoshinaga *et al.* 2000). For an ablated spot size of 50 μm , estimated detection limits (in μgg^{-1}) for examined elements were estimated as the quantity of analyte required to produce a signal equivalent to three times standard deviation of the NIST 614 ($n=30$), and were: ^7Li : 0.48, ^{24}Mg : 2.08, ^{55}Mn : 0.33, ^{59}Co : 0.25, 0.52, ^{88}Sr : 3.71, ^{137}Ba : 1.24. A calibration curve was generated for each otolith sample and one standard run (NIST 614) was added every 10 ablations in each queue to monitor and correct the potential instrumental drift. After elemental analysis on the LA-ICMPS, otolith sections were examined under a microscope and a digital image of the ablated section was taken using IMAGE Pro Plus V. 4.5 computer program (SPSS Science, 1999) to confirm the laser ablation locations (Fig. 3).

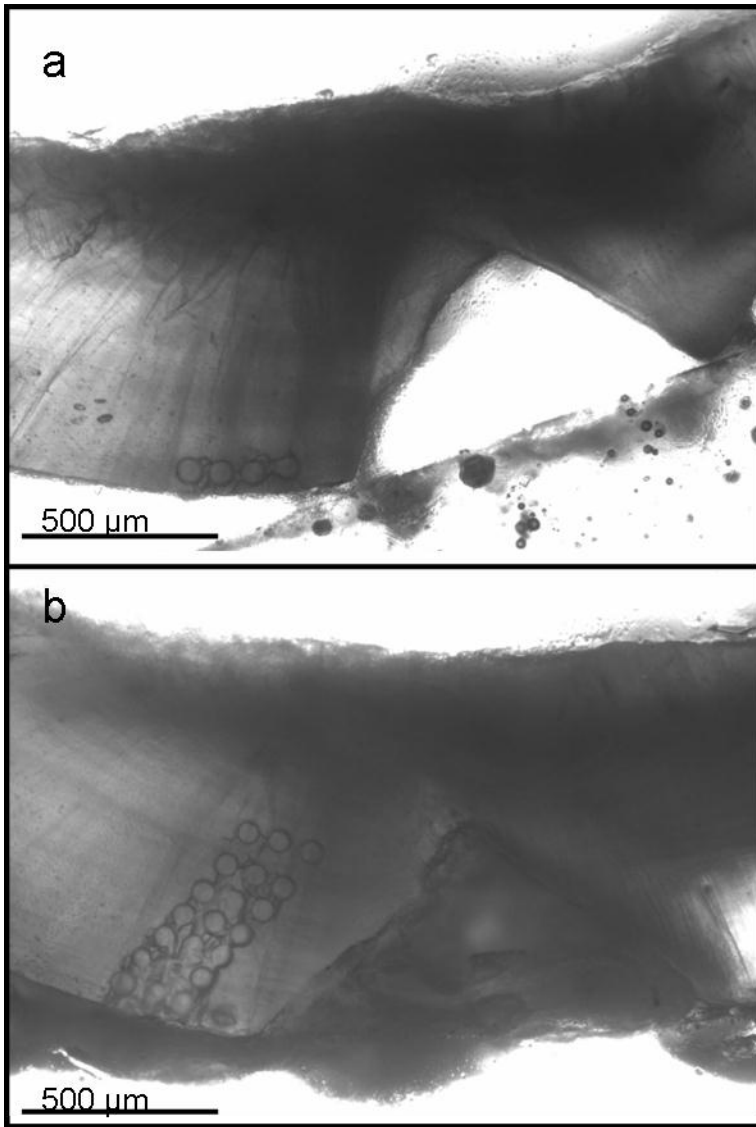


Figure 3. Images of *Lutjanus alexandrei* otolith sections showing the laser ablation spots for edge analysis (a) and life history transects of 7 year old individuals (b) for chemical analysis using LA-ICPMS.

Data analysis

Element:Ca ratios (Li:Ca; Mg:Ca; Mn:Ca; Co:Ca; Sr:Ca and Ba:Ca) were first examined for within-group normality (Kolmogorov- Smirnov's test) and for homogeneity of variances among groups (Levene's test). When both assumptions were met, multivariate analysis of variance (MANOVA) was used to test for spatial and temporal differences in element:Ca ratios. Pillai's trace (V) was chosen as the test statistic because it is the most conservative test in MANOVA (Wilkinson et al. 1996).

Analysis of variance (ANOVA) and post-hoc comparisons using Tukey's Honestly Significant Difference (HSD) test were subsequently applied to detect any significant differences in element:Ca ratios among factor levels (e.g. years).

Results

All six elements (Li, Mg, Mn, Co, Sr, and Ba) were regularly detected at all sites and were therefore included in all statistical analyses. In general, element:Ca ratios met both within-group normality (Kolmogorov-Smirnov's test, $P > 0.05$ in all cases) and homogeneity of variances among groups (Levene's test, $P > 0.05$ in all cases); however, when assumptions were violated (e.g. Mn:Ca and Li:Ca among years), element:Ca ratios were log-transformed $\ln(x+1)$ prior to statistical analyses.

Temporal variability of element:Ca ratios were not significantly different among years (MANOVA: $p > 0.05$). Although, higher variation in elements:Ca concentrations were observed for Mn:Ca and Co:Ca (Fig 4). Mn:Ca presented a slightly higher trend for means (0.25, 0.32 and 0.39 mmol/mol) in consecutive years (2010, 2011 and 2012). Co:Ca ratios also displayed a large variability among the consecutive years (0.12, 0.13, 0.10 mmol/mol) though no trend was observed.

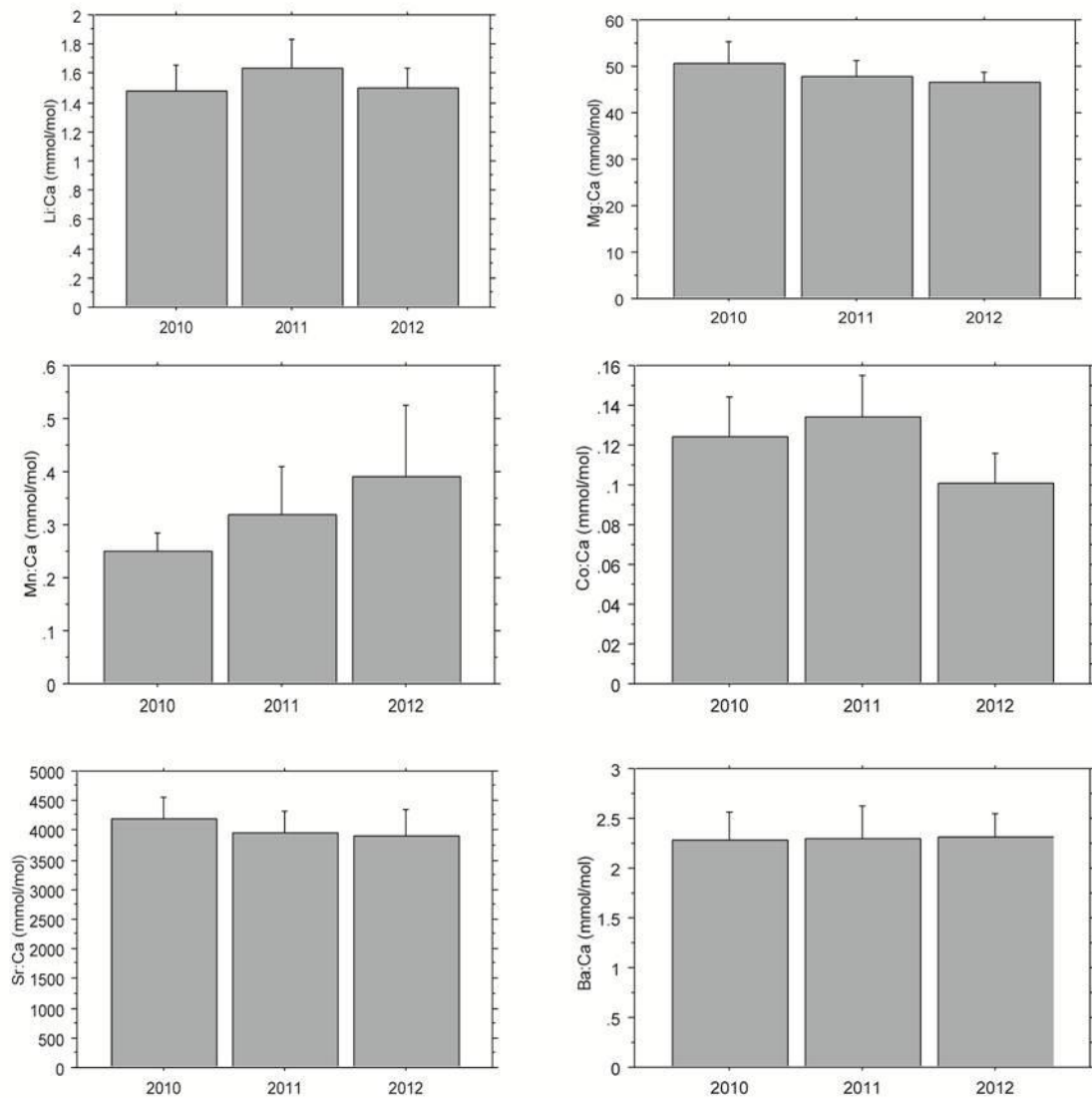


Fig. 4. *Lutjanus alexandrei* Mean + SE otolith element/calcium ratios (molar) at different years (2010, 2011 and 2012) in the same estuarine area.

Multi-elemental fingerprints differed significantly among coastal sampling locations (MANOVA: $p < 0.05$). Univariate contrasts indicated that Co:Ca and Ba:Ca ratios varied significantly (ANOVA, $p < 0.05$) among the four coastal sampling sites. Co:Ca and Ba:Ca ratios were significantly higher for OL site when compared to the other three coastal locations (Tukey's HSD test $p < 0.05$, Fig 5).

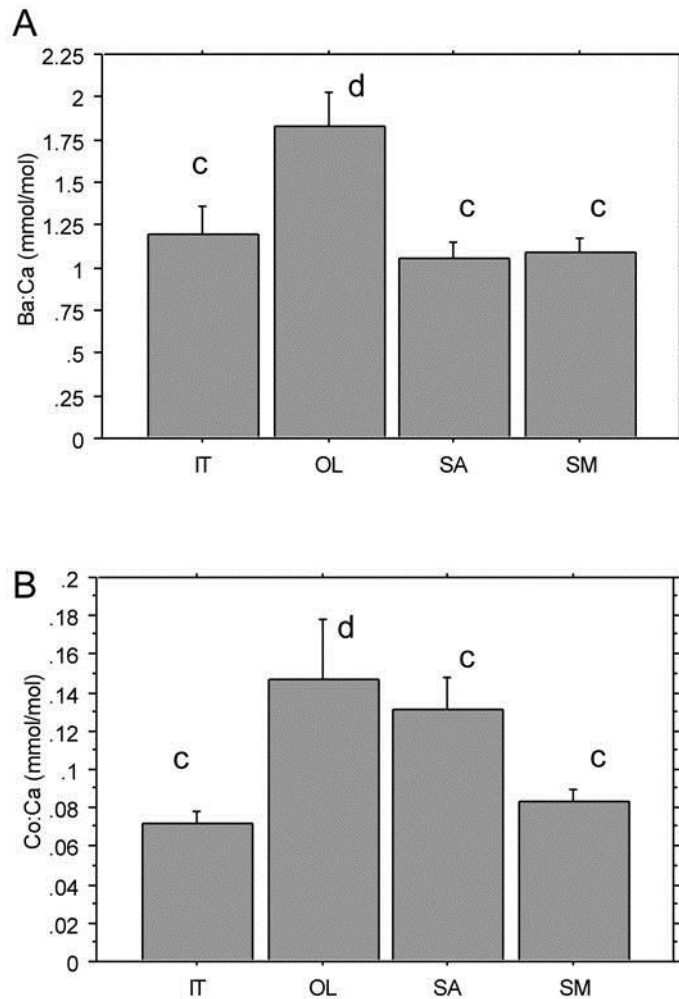


Fig. 5. *L. alexandrei*. Mean + SE elemental concentrations ratio (mmol/mol) for Ba:Ca (A) and Co:Ca (B) in otolith edges that differed significantly among coastal sampling locations (see Table 1 for location codes). Bars labelled with different lowercase letters are statistically different from each other (Tukey's HSD test).

Multi-elemental fingerprints of similar sized *L. alexandrei* collected in estuarine and coastal waters were significantly different (MANOVA: $p < 0.05$). Univariate contrasts revealed that element:Ca ratios of Mn, Sr, and Ba were significantly different (ANOVA, $p < 0.05$) between the two regions. Mean Mn:Ca and Ba:Ca ratios of *L. alexandrei* from estuarine areas (0.32 and 2.31 mmol/mol, respectively) were markedly higher than observed for coastal reefs (0.11 and 1.54 mmol/mol, respectively). In contrast mean Sr:Ca for *L. alexandrei* from the estuary (3552 mmol/mol) was significantly lower than observed for individuals from the adjacent coastal area (4156 mmol/mol) (Fig 6).

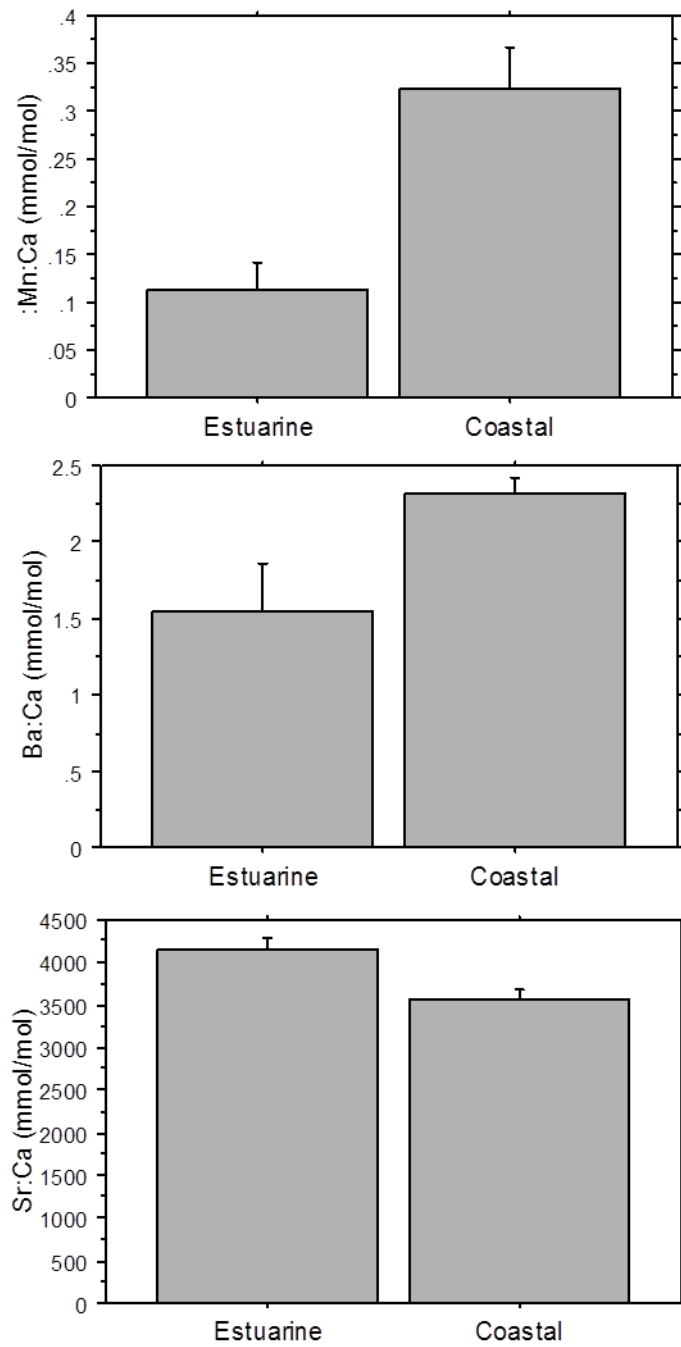


Fig. 6. *L. alexandrei*. Mean + SE elemental concentration ratios (in order from top to bottom) of Mn:Ca, Sr:Ca and Ba:Ca (mmol/mol) in otolith edges that differed significantly between estuarine and adjacent coastal areas

Measurements of *L. alexandrei* otolith sections from age 1 to 7 are available on Table 2. Ontogenetic variability in multi-elemental fingerprints was observed across age classes (i.e., material accreted during each age interval) of *L. alexandrei* examined

(MANOVA: $p < 0.05$). Univariate contrasts revealed that element:Ca ratios of Mn, and Ba were significantly different across portions of the otolith that corresponded to different years (ANOVA, $p < 0.05$). Mn:Ca ratios in the age-1 region of the otolith were significantly higher than all other ages (2 to 7), while age 2 differed significantly than ages 5 to 7 (Tukey's HSD test $p < 0.05$, Fig 7) Similarly, age 1 for Ba:Ca ratios were also significantly higher than ages (4 to 7) while age 2 differed significantly than ages 6 and 7 (Tukey's HSD test $p < 0.05$, Fig. 8). Additionally means of Mn and Ba ratios observed in earlier trials from coastal sites were plotted as a reference values for coastal Mn and Ba concentrations, representing a habitat break point (Figs 7 and 8).

Table II. Summary data for *L. alexandrei* otolith sections measurements from nucleus to edge of 7 individuals (n = 170).

Mean distance from nucleus to annuli			
Annulus	(μm)	SE	n
1	419	2.8	107
2	519	3.4	88
3	596	4.1	64
4	670	7.5	45
5	730	8.0	45
6	790	8.5	43
7	840	9.7	42

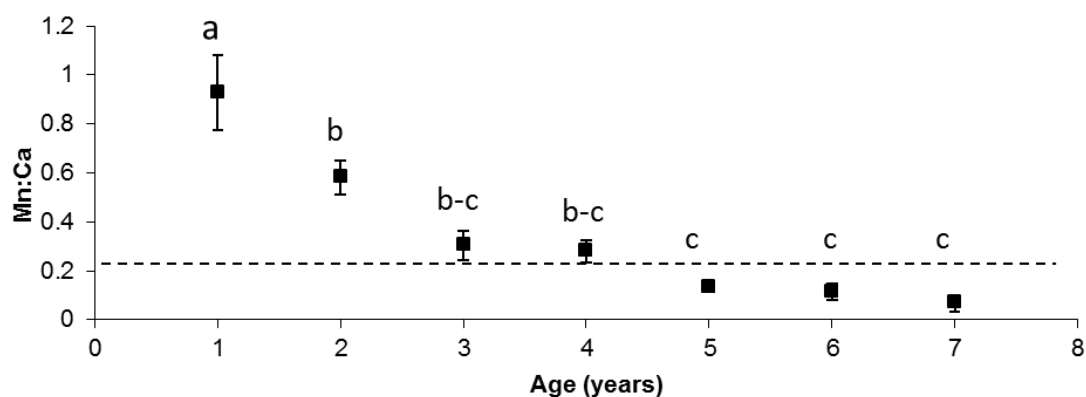


Fig. 7. *L. alexandrei*. Mean + SE Mn:Ca elemental ratios for age groups (1 to 7+) in otoliths of individuals collected in coastal areas (IT, SA, SM). Bars labelled with different lowercase letters are statistically different from each other (Tukey's HSD test $p < 0.05$). Dashed line represent mean Mn:Ca concentrations (0.21 mmol/mol) observed for individuals sampled in coastal areas.

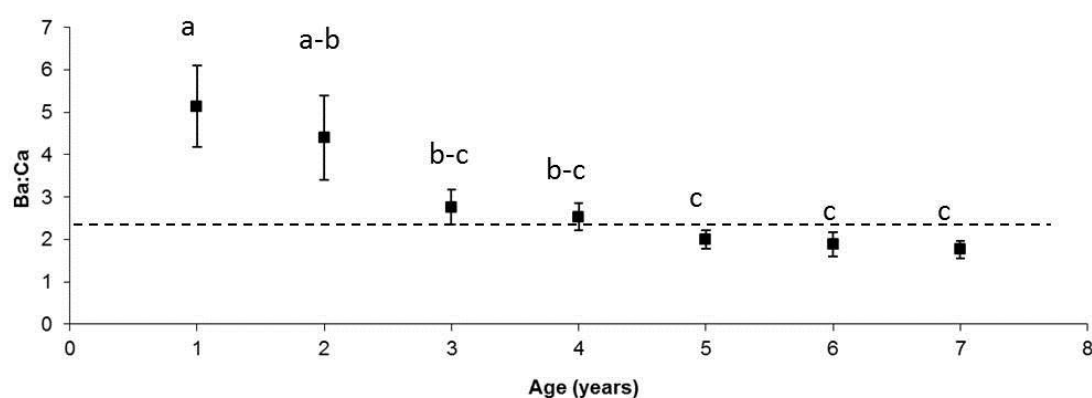


Fig. 8. *L. alexandrei*. Mean + SE Ba:Ca elemental ratios for age groups (1 to 7+) in otoliths of individuals collected in coastal areas (IT, SA, SM). Bars labelled with different lowercase letters are statistically different from each other (Tukey's HSD test $p < 0.05$). Dashed line represent mean Ba:Ca concentrations (2.29 mmol/mol) sampled in coastal areas.

Discussion

Otolith element:Ca ratios in juvenile *L. alexandrei* collected in the estuary showed a consistent pattern among the three years of this study, as no significant temporal variations were found. Although interannual variations in otolith chemistry are frequently observed for fish occupying estuaries and coastal environments (e.g., Gillanders & Kingsford 2000; Reis-Santos *et al.* 2012; Walther & Thorrold 2009), several studies have reported elemental stability across years (Gillanders 2002b; Hamer *et al.* 2003), suggesting that physicochemical conditions within the study area are relatively stable over sampled time. Variations in elemental signatures of estuarine fishes are likely to be system dependent, based on tides, water movements, hydrology, precipitation, upwelling and geochemistry composition of estuarine drainage basin (Elsdon *et al.* 2008). Also, anthropic influence (man-made inputs) and type of species (as element concentrations are species-dependent) may influence chemical composition of fish otoliths (Gillanders & Kingsford 2003; Chitarro *et al.* 2006, 2005).

Spatial variations in element:Ca ratios in otoliths of *L. alexandrei* from the four coastal collection sites were negligible. Apart from Co:Ca and Ba:Ca being significantly different at only one site (OL), our results suggest that element:Ca ratios in the coastal areas are relatively similar even though certain sites are separated by over 200 km. Chemical similarity was also observed among otoliths of fish sampled along small spacial scales by Gillanders *et al.* (2001), and (Chitarro *et al.* 2005, 2006) in oligotrophic coastal areas. Alternatively, differences over broader spatial locations was found up to 1200 km (Secor & Zdanowicz 1998; Thorrold *et al.* 1998) while other studies have found no differences in otolith chemical composition among locations separated by 3000 km (Proctor *et al.* 1995; Kalish *et al.* 1996). Thus, otolith chemistry is not necessarily a good predictor of distances among locations in coastal areas (Elsdon *et al.* 2008), but to environmental water properties (e. g. temperature, salinity) and physiographic process (e. g. rainfall and associated runoff). Little variation in otolith chemistry found among coastal areas may be related to relatively homogeneous environmental conditions or alternatively movement of fish among areas (Gillanders *et al.* 2001).

Mn:Ca and Ba:Ca ratios present in recently accreted otolith material of *L. alexandrei* collected in the estuary were significantly greater than those in fish sampled

in adjacent coastal area, whereas Sr:Ca ratios presented the opposite trend with higher ratios for coastal area. These three elements follow the same pattern observed in the literature regarding comparisons among estuarine and coastal habitats (Gillanders & Kingsford 1996; Chitarro *et al.* 2005; 2006; Rooker *et al.* 2004). Despite the fact that the relationship between environmental and physiological processes in otolith chemical composition is poorly understood (Campana 1999; Thresher 1999), elements that are under physiological regulation are less likely to reflect environmental parameters, while elements that are incorporated into the otolith via substitution of calcium and included in interstitial spaces are likely to reflect environment parameters (e.g. Sr and Ba). These last two elements have been widely used to investigate the movement and connectivity of fishes between estuarine and coastal environments (Elsdon & Gillanders 2004; de Vries *et al.* 2005; Walther & Thorrold 2006). Mn is also known to be consistent with environmental concentrations (Campana 1999) and has been used as a good indicator, particularly in estuarine habitats (Reis-Santos *et al.* 2012; Gillanders & Kingsford 2003 2000).

Life history transects of several elements decreased with increasing age for adults (age 7) *L. alexandrei* inhabiting coastal areas, and observed changes in element:Ca ratios appear to track the movement of individuals from waters of higher (estuary) to lower (coastal) trace metal availability. Ba:Ca and Mn:Ca showed similar patterns, with higher element:Ca ratios in the first year, subsequent decrease until age 4, and similar values from age 5 to age 7. Age 1 differed from other ages but age 2 also differed from ages 4 to 7 and 6 to 7 for Mn:Ca and Ba:Ca, respectively. These results support the premise that *L. alexandrei* occupy estuaries during the first year of life, transitioning to areas influenced by coastal processes as early as age 2. Ontogenetic shifts from estuarine to coastal areas is well established for other snappers in the western Atlantic (Faunce & Serafy 2007, 2008; Jones *et al.* 2010; Moura *et al.* 2011). Similarly to *L. alexandrei*, certain congeners (schoolmaster, *L. apodus*) use estuarine mangrove prop-root habitats during early life, moving out to coastal reef environments as sub-adults or adults (Cocheret de la Moriniere *et al.* 2003; Nagelkerken *et al.* 2000, Rooker 1995). Our results suggest that *L. alexandrei* may show a similar pattern, but the extent of movement is still unknown for this species, it likely contributes to observed variability in otolith element:Ca ratios.

Examining habitat-specific and age-specific variation in element:Ca ratios allow us to infer potential movement patterns of *L. alexandrei* between estuarine and coastal areas in Brazil. The gradual decreases in element:Ca concentrations observed for ages 1 to 4 might be related to a gradual transition from estuarine areas to shallow and deeper coastal areas. Moreover, relative stability of elements:Ca ratios at ages 5 to 7 suggests that adults at those ages, have already migrated to coastal areas. This life history model is supported by a positive relationship between size/age and depths for snapper in this region (Aschenbrenner & Ferreira 2015; Frédou & Ferreira 2005; Moura *et al.* 2011). Our findings indicate that ontogenetic shifts between estuarine to coastal habitats is well developed for *L. alexandrei* and suggest that connectivity between early life and adult habitats is an important consideration for fishery managers.

Acknowledgments

We thank Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico (CNPq) for sandwich Grant to A. A. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco - UFPE and Centro de Pesquisa e Gestão de Recursos Pesqueiros do Litoral Nordeste - CEPENE/ICMBIO for laboratory and facilities. Simone Marques for help in sample collection. A special thanks to Saijin Zhang for assistance with the LA-ICPMS and all staff of the Fisheries Ecology Lab at Texas A&M University at Galveston. We also acknowledge Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES for financial support to A. A.

References

- Aschenbrenner, A.; Ferreira, B.P. 2015. Age, growth and mortality of *Lutjanus alexandrei* in estuarine and coastal waters of the tropical south-western Atlantic. J. Appl. Ichthyol. 31:57-64.
- Campana, S.E. 1999. Chemistry and composition of fish otoliths: pathways, mechanisms and applications. Mar. Ecol. Prog. Ser. 188: 263–297.
- Chittaro, P.M.; Usseglio, P.; Fryer, B.J.; Sale, P.F. 2006. Spatial variation in otolith chemistry of *Lutjanus apodus* at Turneffe Atoll, Belize. Estuar. Coast. Shelf. Sci. 67: 673-680.
- Chittaro, P.M.; Usseglio, P.; Fryer, B.J.; Sale, P.F. 2005. Using otolith microchemistry of *Haemulon flavolineatum* (French grunt) to characterize mangroves and coral reefs throughout Turneffe Atoll, Belize: difficulties at small spatial scales. Estuaries 28: 373-381.
- Cocheret de la Morinière E.; Pollux B. J. A.; Nagelkerken I.; van der Velde H. G. 2003. Diet shifts of Caribbean grunts (Haemulidae) and snappers (Lutjanidae) and the relation with nursery-to-coral reef migrations. Estuar. Coast. Shelf. Sci 57: 1079–1089.
- de Vries, M.C.; Gillanders, B.M.; Elsdon, T.S. 2005. Facilitation of barium uptake into fish otoliths: influence of strontium concentration and salinity. Geochim. Cosmochim. Ac. 69: 4061–4072.
- Elsdon, T.S.; Wells, B.K.; Campana, S.E.; Gillanders, B.M.; Jones, C.M.; Limburg, K.E.; Secor, D.H.; Thorrold, S.R.; Walther, B.D. 2008. Otolith chemistry to describe movements and life-history parameters of fishes: hypotheses, assumptions, limitations and inferences. Oceanogr. Mar. Biol. An Annual Review 46: 297-330.
- Elsdon, T.S.; Gillanders, B.M. 2004. Fish otolith chemistry influenced by exposure to multiple environmental variables. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 313: 269–284.
- Faunce, C. H.; J. E. Serafy. 2008. Selective use of mangrove shorelines by snappers, grunts, and great barracuda. Mar. Ecol. Prog. Ser. 356:153–162

Faunce, C. H.; Serafy, E. J. 2007. Nearsore habitat use by gray snapper (*Lutjanus griseus*) and bluesided grunt (*Haemulon sciurus*): environmental gradients and ontogenetic shifts). *Bull. Mar. Sci.* 80: 473-495.

Fernandes, C. A. F.; Oliveira, P. G. V.; Travassos, P. E. P.; Hazin, F. V. H. 2012. Reproduction of the Brazilian snapper, *Lutjanus alexandrei* Moura & Lindeman, 2007 (Perciformes: Lutjanidae), off the northern coast of Pernambuco, Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 10: 587-592.

Frédou, T.; Ferreira, B. P. 2005. Bathymetric Trends of Northeastern Brazilian Snappers. *Braz. Arch. Biol. Tech.* 48: 787-800.

Gibson, R.N., 1994. Impact of habitat quality and quantity on the recruitment of juvenile fishes. *Neth. J. Sea Res.* 32: 191–206.

Gillanders, B.M. 2005. Using elemental chemistry of fish otoliths to determine connectivity between estuarine and coastal habitats. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* 64: 47–57.

Gillanders, B.M.; Kingsford, M.J. 2003. Spatial variation in elemental composition of otoliths of three species of fish (family Sparidae). *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* 57: 1049–1064.

Gillanders, B.M., 2002a. Connectivity between juvenile and adult fish populations: do adults remain near their recruitment estuaries? *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 240: 215–223.

Gillanders, B.M. 2002b. Temporal and spatial variability in elemental composition of otoliths: implications for determining stock identity and connectivity of populations. *Can. J. Fish. Aqua. Sci.* 59:1–11.

Gillanders, B.M.; Sanchez-Jerez, P.; Bayle-Sempere, J.; Ramos-Esplá, A. 2001. Trace elements in otoliths of the two-banded bream from a coastal region in the south-west Mediterranean: Are there differences among locations? *J. Fish Biol.* 59:350–363

Gillanders, B.M.; Kingsford, M.J. 2000. Elemental fingerprints of otoliths of fish may distinguish estuarine ‘nursery’ habitats. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 201: 273–286.

Gillanders, B.M.; Kingsford, M.J., 1996. Elements in otoliths may elucidate the contribution of estuarine recruitment to sustaining coastal reef populations of a temperate reef fish. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 141: 13–20.

Hamer, P.A.; Jenkins, G.P.; Gillanders, B.M. 2003. Otolith chemistry of juvenile snapper *Pagrus auratus* in Victorian waters: natural chemical tags and their temporal variation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 263: 261-273.

Jones D. L.; Walter, J. F.; Brooks, E. N.; Serafy J. E. 2010. Connectivity through ontogeny: fish population linkages among mangrove and coral reef habitats. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 401: 245-258.

Kalish, J.M.; Livingston, M.E.; Schofield, K.A. 1996. Trace elements in the otoliths of New Zealand blue grenadier *Macruronus novaezelandiae* as an aid to stock discrimination. *Mar. Freshwat. Res.* 47: 537–542.

Miller, J.M.; Crowder, L.B.; Moser, M.L. 1985. Migration and utilization of estuarine nurseries by juvenile fishes: an evolutionary perspective. *Cont. Mar. Sci.* 27 (Suppl.): 338–352.

Mumby, P. J.; Edwards, A. J.; Arias-González, E. J.; Lindeman, K. C.; Blackwell, P. G.; Gall, A.; Gorczynska, M. I.; Harborne, A. R.; Pescod, C. L.; Renken, H.; Wabnitz, C. C. C.; Llewellyn, G., 2004: Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. *Nature* 427: 533–536.

Moura, R. L.; Francini, R. B.; Chaves, E. M.; Minte-Vera, C. V.; Lindeman, K. C. 2011. Use of riverine through reef habitat systems by dog snapper (*Lutjanus jocu*) in eastern Brazil. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* 95: 274-278.

Moura, R. L.; Lindeman, K. C. 2007. A new species of snapper (Perciformes: Lutjanidae) from Brazil, with comments on distribution of *Lutjanus griseus* e *L. apodus*. *Zootaxa* 1422, 31-43.

Nagelkerken, I.; van der Velde, G.; Gorissen, M. W.; Meijer, G. J.; van't Hof, T.; den Hartog, C. 2000. Importance of Mangroves, Seagrass Beds and the Shallow Coral

Reef as a Nursery for Important Coral Reef Fishes, Using a Visual Census Technique. Est. Coast. Shelf Sci. 51: 31-44.

Nakamura, Y.; Horinouchi, M.; Shibuno, T.; Tanaka, Y.; Miyajima, T.; Koike, I.; Kurokura, H.; Sano, M.. 2008. Evidence of ontogenetic migration from mangroves to coral reefs by black-tail snapper *Lutjanus fulvus*: stable isotope approach. Mar. Ecol. Progr. 355: 257-266.

Proctor, C.H.; Thresher, R.E.; Gunn, J.S.; Mills, D.J.; Harrowfield, I.R.; Sie, S.H. 1995. Stock structure of the southern bluefin tuna *Thunnus maccoyii*: an investigation based on probe microanalysis of otolith composition. Mar. Biol. 122: 511-526.

Reis-Santos, P.; Gillanders B. M.; Tanner, S. E.; Vasconcelos, R. P.; Elsdon, T. S.; Cabral, H. N. 2012. Temporal variability in estuarine fish otolith elemental fingerprints: Implications for connectivity assessments. Estuar. Coast. Shelf. Sci. 112: 216-224

Rooker, J.R.; Stunz, G.W.; Holt, S.A.; Minello, T.J. 2010. Population connectivity of red drum in the northern Gulf of Mexico. Mar. Ecol. Prog. Ser. 407: 187-196.

Rooker, J. R.; Secor, D. H.; De metrio, G.; Schloesser, R.; Block, B. A.; Neilson, J. D. 2008. Natal homing and connectivity in Atlantic bluefin tuna populations. Science 332: 742–744.

Rooker, J.R.; Kraus, R.; Secor, D.H. 2004 Dispersive behaviors of black drum and red drum: is otolith Sr:Ca a reliable indicator of salinity history? Estuaries 27: 334-441

Rooker J. R. 1995. Feeding ecology of the schoolmaster snapper, *Lutjanus apodus* (Walbaum), from southwestern Puerto Rico. Bull. Mar. Sci. 56:881–894.

Secor, D.H.; Rooker, J.R.; Zlokovitz, E.; Zdanowicz, V.S. 2001. Identification of riverine, estuarine, and coastal contingents of Hudson River striped bass based upon otolith elemental fingerprints. Mar. Ecol. Prog. Ser. 211: 245–253.

Secor, D.H.; Zdanowicz, V.S. 1998. Otolith microconstituent analysis of juvenile bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) from the Mediterranean Sea and Pacific Ocean. Fish. Res. 36: 251–256.

Sheaves, M. 1995. Large lutjanid and serranid fishes in tropical estuaries: Are they adults or juveniles? Mar. Ecol. Progr. 129: 31-40.

SPSS Inc. (1999). 'SPSS Base 5.0 for Windows User's Guide'. (SPSS Inc.: Chicago).

Thresher, R.E. 1999. Elemental composition of otoliths as a stock delineator in fishes. Fish. Res. 3:165–204.

Thorrold, S.R.; Jones, C.M.; Swart, P.K.; Targett, T.E. 1998. Accurate classification of juvenile weakfish *Cynoscion regalis* to estuarine nursery areas based on chemical signatures in otoliths. Mar. Ecol. Prog. Ser. 173: 253–265.

Thorrold, S.R.; Jones, C.M.; Campana, S.E. 1997. Response of otolith microchemistry to environmental variations experienced by larval and juvenile Atlantic croaker (*Micropogonias undulatus*). Limnol. Oceanogr. 42: 102-111.

Walther, B.D.; Thorrold, S.R., 2009. Inter-annual variability in isotope and elemental ratios recorded in otoliths of an anadromous fish. J. Geochem. Explor. 102: 181-186.

Walther, B.D.; Thorrold, S.R. 2006. Water, not food, contributes the majority of strontium and barium deposited in the otoliths of a marine fish. Mar. Ecol. Prog. Ser. 311: 125–130.

Wilkinson, L.; Blank, G.; Gruber, C. 1996. Desktop data analysis with SYSTAT. Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ

Yoshinaga, J.; Nakama, A.; Morita, M.; Edmonds, J.S. 2000. Fish otolith reference material for quality assurance of chemical analyses. Mar. Chem. 69:91–97.

4. Capítulo 4

Spatial variation in size structure and fish density of *Lutjanus alexandrei* and *Lutjanus jocu* along a nursery mangrove-reef gradient in Southwestern Atlantic.

Alexandre Aschenbrenner^{1,3}, Carlos Werner Hackrad² and Beatrice Padovani Ferreira¹

¹ Universidade Federal de Pernambuco, Departamento de Oceanografia, 50740-550 Recife, PE, Brasil

² Universidade Federal do Sul da Bahia

³ Corresponding author. Email: brenner.ale@gmail.com

Manuscript to be submitted in Marine Environmental Research (CAPES quails A2)

Abstract

Despite of fishery importance, aspects of early life stages for snappers are still largely unknown in Southwestern Atlantic. Habit use of different life stages (e.g. size categories) across a mangrove-reef gradient was investigated for the endemic Brazilian snapper (*Lutjanus alexandrei*) and for the dog snapper (*Lutjanus jocu*). Density and size structure were obtained through underwater visual census (transects 10 x 2 m) conducted at two estuaries and three adjacent shallow coral reefs in the northeastern coast of Brazil. At each habitat, 90 replicate transects were conducted in five sites (mangrove and reef) during five consecutive months (November to March) 2012-13. For both species, higher fish densities were observed in mangroves when compared to reefs. *L. alexandrei* showed a clear increase in size from mangrove to reef system. Postsettler, juvenile and sub adult individuals of *L. alexandrei* occurred in mangroves while for shallow reefs only sub adults and adults were observed. For *L. jocu*, mangroves were characterized by the presence of postsettlers, juveniles and sub adults, while in shallow reefs only juveniles and sub adults were observed. Mature individuals were only observed for *L. alexandrei* in the shallow reefs. For both species individuals < 10 cm were exclusively found in mangroves, with increasing densities of individuals larger than 12 cm in shallow reefs. Significant differences among months were not found for postsettlers densities of either species, suggesting that recruitment period extends along all dry season in mangroves. Overall results showed habitat selectivity for different life stages and highlights importance of mangrove as primary areas in early life stages for both snapper species.

Introduction

Several ecologically and economically important marine fish species have life histories in which juvenile stages use different habitats than adults (Adams *et al.* 2006). This strategy where early life fish undergo ontogenetic transitions in which larvae tend to settle in habitats and locations different from those used by adults are classified as ontogenetic shifters (Adams & Ebersole 2009). In tropical back-reef systems movement from juvenile habitats (i.e., mangroves/seagrass beds) to their adult habitat (i.e., coral reefs) indirectly suggests ontogenetic shift (Nagelkerken *et al.* 2000a,b; Verweij *et al.* 2007). Based on the spatial separation between juvenile and adult populations, mangroves and seagrass beds have been assumed to function as important nursery areas that contribute to adult populations (Parrish 1989). Yet, to be considered a nursery, a given habitat must support greater contributions per unit of area than other habitats used by juveniles. Thus nursery function may be measured by any combination of four factors: (1) density, (2) growth, (3) survival of juveniles, and (4) movement to adult habitats (Beck *et al.* 2001).

The use of nursery areas by juveniles is related to the benefits of higher abundance of food, shelter against predation, and consecutively, lower predation risk (Blaber & Blaber 1980; Laegdsgaard & Johnson 2001; Verweij *et al.* 2006; Nagelkerken & Faunce 2008; Nagelkerken 2009). Such factors contribute either directly or indirectly to the underlying mechanisms that regulate the nursery-role measures of density, growth, and survival (*sensu* Beck *et al.* 2001).

Ontogenetic migrations have been registered for Lutjanid species in Caribbean sea at shallow nursery areas. Mangroves seem to play a very important role for early life postsettler and juvenile of *L. apodus*, *L. griseus* (Verweij *et al.* 2007; Nagelkerken *et al.* 2000a; Serafy *et al.* 2003; Faunce & Serafy 2006; Nagelkerken 2007; Pollux *et al.* 2007) *L. cyanopterus* and *L. jocu* (Lindemam & De maria 2005; Lindemam *et al.* 1998; Claro & Lindemam 2008) while seagrass beds for *O. chrysurus* (Nagelkerken *et al.* 2000a; Pollux *et al.* 2007).

Despite commercial great importance of the dog snapper for lutjanids Brazilian reef fisheries (Frédou *et al.* 2009a, b) information of early life stages for *L. jocu* still scarce when compared to other snappers (Moura *et al.* 20011; Nagelkerken 2007; Pollux *et al.* 2007). Likewise, early life stages and importance of nursery habitats for the recently

described Brazilian snapper *Lutjanus alexandrei* (Moura & Lindemam 2007) is still unclear (Aschenbrenner & Ferreira 2015; Xavier *et al.* 2012).

Considering limited knowledge on the nursery function and connectivity of mangroves to other habitats, particularly in areas outside of the Caribbean (Nagelkerken *et al.* 2000a,b; Nagelkerken 2007) and additional current rates of mangrove deforestation and their consequences (e.g. ecosystem function, fisheries productivity and resilience of adjacent reefs), information on importance of nursery habitats became critical for future species conservation and management. (FAO 2007; Giri *et al.* 2011; Mumby *et al.* 2004).

In the present study the following questions were addressed: (i) Is there a preference in shallow water habitats for postsettler, juvenile and sub adult populations of *L. alexandrei* and *L. jocu*?; (ii) Is there evidence of ontogenetic movement between habitats for the two species along estuarine-reef gradient?; (iii) Does mangrove habitats have a nursery role for this two snapper species in south Atlantic?

Thus Temporal (e.g. among months) and spatial variability (between-habitats) of fish size and density were assessed in order to provide better understanding of the role of nursery habitats (mangrove and shallow reefs), for early life stages of *L. alexandrei* and *L. jocu* in the southwestern tropical portion of Atlantic sea.

Material and methods

Study area

The Pernambuco shelf, located at the northeastern coast of Brazil (Fig. 1), is relatively shallow and narrow (34 km average) (Araújo *et al.* 2004) with the presence of several ecosystems with high productivity as mangroves, seagrass beds, estuaries and coral reefs (Ferreira & 2006; Ferreira *et al.* 2004).

The region is influenced by tropical climate with two distinct periods during the year: a rainy season (from March to August) and a dry season (from September to February). Temperature vary from near 30 °C during the dry season to 24 °C during the rainy season (Maida & Ferreira 1997). Tidal range is around 2.5 m, and a branch of the South Equatorial Current (the Brazilian current) flows southward, bringing low nutrient

tropical waters (Schaeffer-Novelli *et al.* 1990). The study area (35° 06' - 35° 04' W, 8° 40' - 8° 47' S,) comprises a mangrove-reef gradient in a shallow coastal area at Tamandaré reef complex bounded to the north by Formoso river estuary and by Mamucaba estuary to the south (Fig. 1).

The Tamandaré reef complex is situated within the limits of Costa dos Corais Marine Protection Area, which covers 135 km protected by federal law since 1997. The reef complex has approximately 9 km, coral reef formation are of Holocene age and have grown on top of submerged sandstone banks (Domingues *et al.* 1990; Maida & Ferreira 1997). The coral reefs at Tamandaré run parallel to the coast and form constructions resembling fringing reefs working as breakwater like barrier, which allows formation of shallow lagoons (up to 8 m depth) in between the coastal line and back reefs. For detailed information see Maida & Ferreira (1997).

The estuary of Formoso -river (locality A) is classified as a coastal plain and well-mixed type, bordered by a dense mangrove forest, its mouth is partially dammed by a fringe reef, visible at low tide (Honorato-da-Silva *et al.* 2009). The estuary of Mamucaba-river (locality B) is a very small and shallow estuary classified as bar-built and well-mixed type, also bordered by a dense mangrove forest (Losada *et al.* 2003). Both estuarine systems are not submitted to strong human impacts and tide pattern is the main physical controlling factor (Honorato-da-Silva *et al.* 2009; Losada *et al.* 2003).

Survey methods

As all sites were shallow (< 3 m) sampling was conducted using snorkeling within two different habitats (two estuaries – localities A and B, and three adjacent shallow reefs in between estuaries - localities C,D and E) (Fig.1). Habitats sampled in the estuary included unconsolidated mud, downed trees, and sparse rocks adjacent to mangrove roots, in depths of up to 2.5 m. Shallow reefs include fore and back reefs, in depths of up to 3m (Fig. 1). As preliminary surveys recorded no *L. jocu* and *L. alexandrei* individuals for seagrass bottoms, and based on previous habitat use studies for this region (Moura *et al.* 2011; Xavier *et al.* 2012; Ozorio *et al.* 2011) these latter habitat was not included.

Data were obtained during the dry season, from November 2012 to March 2013, (Factor Month – [M]), based on weather conditions, and at quarter moon tides (when water visibility is greater within estuary). At each month the two habitats were assessed, mangroves and shallow reefs (Factor Habitat – [H]), and within each habitat two (for mangroves) and three (for shallow reefs) localities, respectively, were sampled (Factor Locality [L]). Furthermore, to improve spatial data variability, three sectors (Factor Sector [Se]) were randomly sampled in each Locality (fig. 1). Six randomly located transects (replicates) were conducted in each sector.

Visual surveys (10 x 2 m transects) were used to quantify fish size and abundance. Due to a combination of factors such as small fish size (postsettlors and juvenile fish), high turbidity and heterogeneity at estuarine localities, transects width were reduced in order to provide better accurate size estimations (Minte-vera *et al.* 2008). Transects were laid at least 5 m apart, positioned parallel to reef crests and caves in the reef-sand interface, and adjacent to prop roots and downed trees in the mangroves. Fish length was estimated in 2 cm TL size classes up to 30 cm TL, larger individuals were accounted as > 30 TL cm category. The same observer conducted all fish surveys, thus eliminating inter-observer bias. To insure accurate and precise length assessment of fishes underwater the diver repeatedly estimated the sizes of wooden fish models of various lengths before the survey (Rooker & Recksiek 1992). Horizontal visibility was determined prior to surveys using a vertically mounted secchi disk and a measuring line to ensure fishes could be effectively observed within each transect. No survey was conducted if mean visibility was less than < 2 m.

In order to determine the distribution of fish throughout their different life stages between- habitats, size distributions of individuals were classified in four groups based on ontogeny. Total length of each individual observed was used to classify it as postsettlors, juvenile, subadults and adults. As studies have shown that standard length at settlement of *Lutjanus congenders* ranges between 1.5cm and 3.5 cm (Fisher *et al.* 2005; Pollux *et al.* 2007), all individuals smaller than 4 cm were considered as postsettlors. Juvenile category was applied for individuals (smaller than half of the size at maturity L_{50}). Sub-adults (for individuals larger than half the size at maturity and smaller than L_{50}) and adults (for individuals equal or larger than size at first maturity L_{50}). Grouped categories were based on size at first maturity for *L. alexandrei* and *L.*

jocu published at reproductive studies provided by (Fernandes *et al.* 2011 and Freitas *et al.* 2011 respectively).

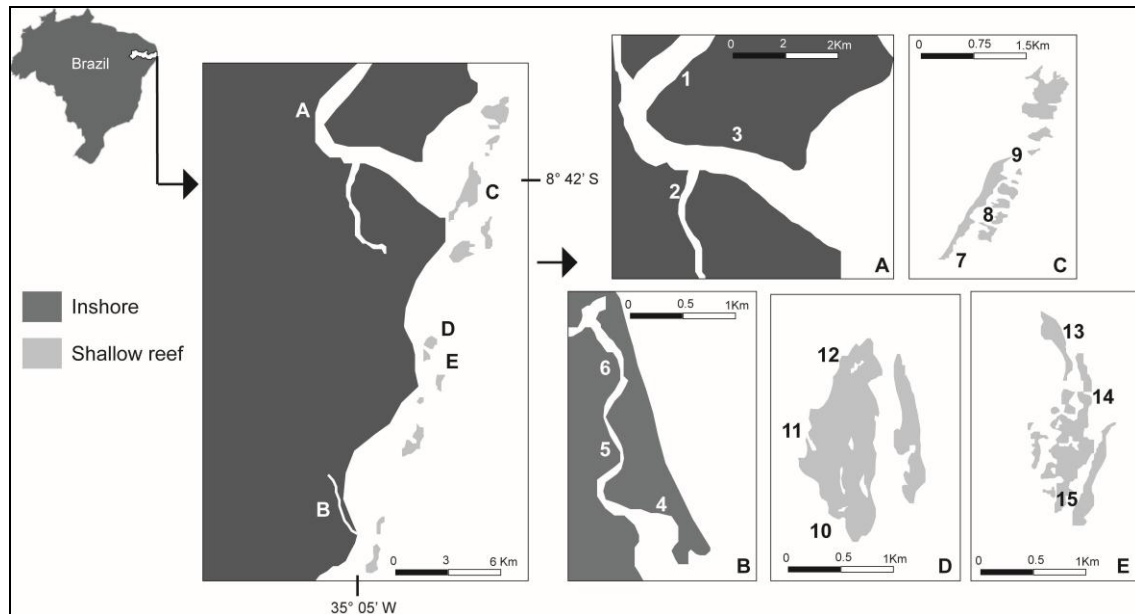


Figure 1. Map of study area located in the Pernambuco State, northeastern Brazil showing the position of five localities sampled, A: Formoso river, B Mamucaba river, in estuarine habitat and adjacent shallow reefs localities (C, D and E). In each locality sampling sectors are numbered (1-15).

Data analysis

The effects of temporal and spatial variability were assessed using distance-based permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA). Analysis were based on Bray-Curtis dissimilarities (Anderson 2001) on log-transformed data run in univariate mode using abundance of size classes and total densities of the two target snapper species as response variables. The model tested with PERMANOVA consisted of four factors: Months (fixed factor [M] with 5 levels), Habitat (fixed factor [H], with 2 levels), Localities (random factor [L], with 5 levels and nested at the interaction Mo and Ha – L(MxH)), and Sector (random factor [S], with 3 levels, nested in sites, S(L(MxH))), to test small scale spatial variability. We applied 9999 permutations under a reduced model. Species were analyzed independently. When significant differences were found

($p < 0.05$), a posteriori pairwise comparisons among all levels of a factor were also examined.

Additionally, we evaluated the spatial-temporal distribution in postsettler densities (< 4 cm TL) for both species using PERMANOVA analysis. For this variable, habitat factor was not included in the analysis as postsettlers were found only in one habitat type (mangroves). Therefore, the model tested with PERMANOVA consisted of three factors: Months (fixed factor M, with 5 levels, to test temporal variability for densities of postsettlers), Localities (random factor L, with 2 levels to test medium-scale spatial variability for densities of postsettlers) and Sector (random factor S, with 3 levels, to test small-scale spatial variability).

Size categories based on ontogeny of both species were compared between-habitats using the Kolmogorov-Smirnov two-sample test.

PERMANOVA analyses were performed using PRIMER-E 6 (Anderson *et al.* 2008). Univariate analysis and the Kolmogorov-Smirnov two-sample test were performed using Statview. All tests were performed at a 5% level of significance (Zar 1999).

Results

Size distributions

Temporal variability in abundance of size classes were not significantly different among months for *L. alexandrei* (Pseudo $F = 0.46679$, $p > 0.05$) and *L. jocu* (Pseudo $F = 1.0163$, $p > 0.05$) however abundance of size classes differed significantly between habitats *L. alexandrei* (Pseudo $F = 25.863$, $p < 0.01$) (Table 1) and *L. jocu* (Pseudo $F = 13.505$, $p < 0.01$) (Table 2). A small scale variability was also observed within habitats for localities and sectors (Table 1 and 2).

Table 1. PERMANOVA results comparing spatial and temporal differences on abundance in size classes and total density between habitats for *L. alexandrei*. M = months, H = habitat, L = Localities, S = sector.

Source	Size class				Total density		
	df	MS	Pseudo-F	P(perm)	MS	Pseudo-F	P(perm)
M	4	6.9E+08	0.47	0.995	5.1E+08	0.57	0.931
H	1	6.3E+10	25.86	0.001	6.8E+10	37.44	0.001
MxH	4	1.1E+09	0.64	0.921	1.4E+09	1.07	0.422
L(MxH)	15	1.7E+09	3.58	0.001	1.0E+09	1.81	0.012
S(L(Mxh))	50	7.7E+08	1.58	0.015	8.7E+08	1.57	0.037
Res	375	4.8E+08			5.5E+08		

Table 2. PERMANOVA results comparing spatial and temporal differences on abundance in size classes and total density between habitats for *L. jocu*. M = months, H = habitat, L = Localities, S = sector.

Source	Size class				Total density		
	df	MS	Pseudo-F	P(perm)	MS	Pseudo-F	P(perm)
M	4	3.2E+09	1.0163	0.421	2.9E+09	0.91927	0.624
H	1	5.9E+10	13.505	0.001	1.2E+11	27.832	0.001
MxH	4	2.8E+09	0.92771	0.739	2.2E+09	0.77119	0.895
L(MxH)	15	1.9E+09	1.345	0.002	1.8E+09	1.4487	0.022
S(L(Mxh))	50	2.7E+09	1.9201	0.001	2.8E+09	2.2367	0.001
Res	375	1.4E+09			1.2E+09		

Significant differences in size categories were detected by the Komogorov-Smirnov test ($p < 0.01$) between-habitats with a clear increase in fish size from mangroves to adjacent coral reefs (Fig 2). For *L. alexandrei* the smallest individuals were only observed in mangroves, size range classes for this habitat was < 2 to 22 cm TL while for adjacent shallow reefs 12 to 26 cm TL. A shift was observed in proportions of individuals among habitats since class 12 cm, in this class mangroves displayed higher proportions than shallow reefs, after 12 cm, subsequent size classes have shown increasingly proportions for shallow reefs and decreasing proportions in mangroves (Fig

2A). In size categories mangroves harbored postsettlars (< 4 cm), 6.6%, juvenile (4-10 cm) 49.6%, and sub-adults (10-22 cm) 43.8%, while in shallow reefs, proportion of individuals were comprised mostly by sub-adults 96.5% and mature (> 22 cm) with 3.5% (Table 3).

L. jocu also exhibit significant differences in size categories Komogorov-Smirnov test ($p < 0.01$) between-habitats with an increase in fish size from the estuary to adjacent coral reefs (Fig 2B). The smallest individuals were also only observed in mangroves, all size ranges were observed for this habitat 2 to > 30 cm TL, while adjacent shallow reefs displayed a narrower size range 12 to 22 cm TL. Overall proportion of individuals decreased gradually after class 12 cm in mangroves when compared to shallow reefs. (Fig 2B). For size categories dog snapper postsettler individuals occurred exclusively in mangroves with 8.9%, juvenile 85%, and sub-adult 6.1%, whilst shallow reefs harbored mainly juvenile 94.7% and sub-adult 5.3%, no mature individuals were recorded for both habitats (Table 3).

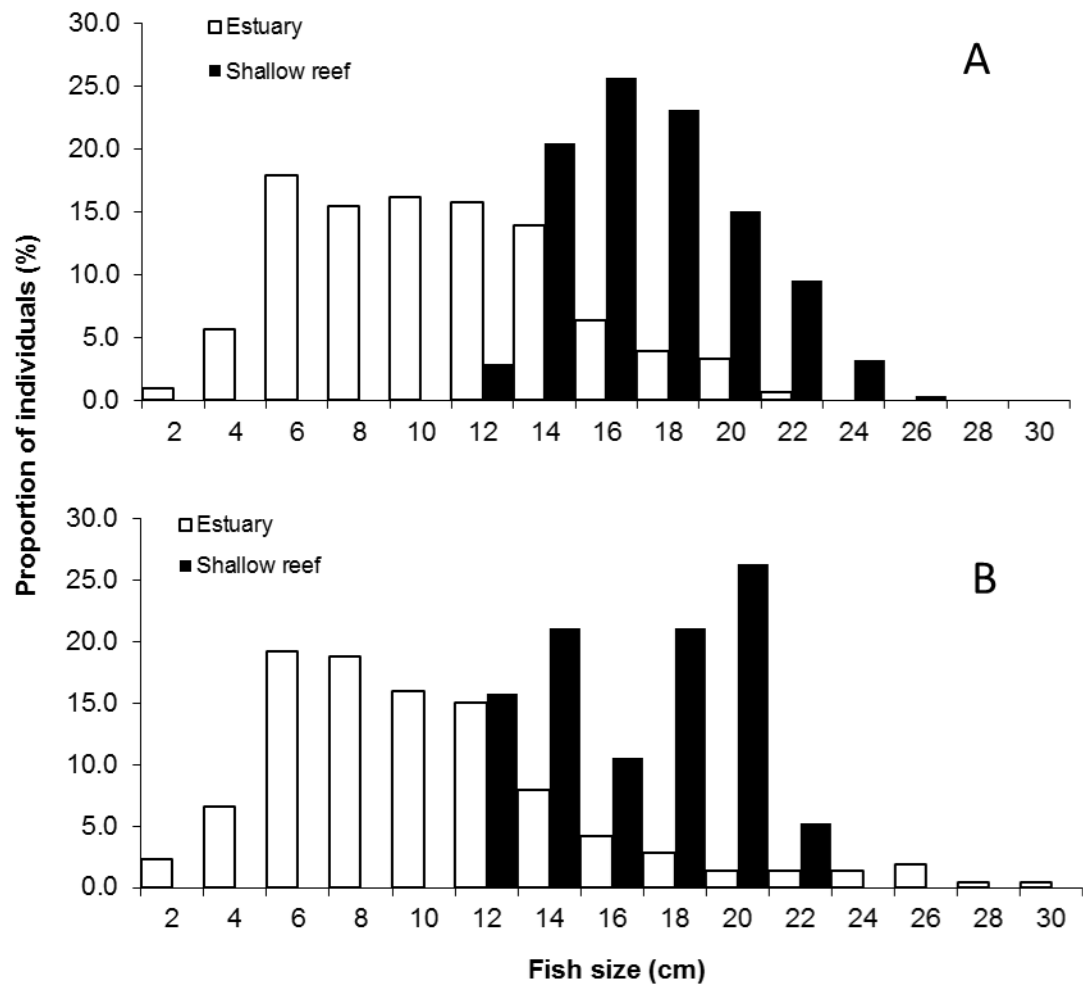


Fig. 2. Size frequency distributions of *L. alexandrei* (A) and *L. jocu* (B) between habitats.

Table 3. Proportion of the total *L. alexandrei* and *L. jocu* life story stages between habitats MG=mangroves and SR= shallow reefs. For *L. alexandrei* postsettlars (< 4),

juvenile (4-10), sub-adult (10-22), mature (> 22) cm TL based on L_{50} data (Fernandes et al. 2011). For *L. jocu* postsettlers (< 4), juvenile (4-20), sub-adult (20-40), mature (> 40) cm based on L_{50} data (Freitas et al. 2011). As size maturation was provided in Standard length (SL) for both species, sizes were converted to total length (TL) based on length-length relationship (Aschenbrenner and Ferreira 2015, Freitas et al. 2014)

Habitat	MG		SR	
Species	<i>L. alexandrei</i> % (n)	<i>L. jocu</i> % (n)	<i>L. alexandrei</i> % (n)	<i>L. jocu</i> % (n)
Postsettler	6.6 (68)	8.9 (19)	0 (0)	0 (0)
Juvenile	49.6 (511)	85 (182)	0 (0)	94.7 (18)
Sub-adult	43.8 (452)	6.1 (13)	96.3 (335)	5.3 (1)
Mature	0 (0)	0 (0)	3.7 (13)	0 (0)

Total Density

Temporal variability in total density for *L. alexandrei* and *L. jocu* were not significantly different among months (Pseudo $F = 0.5667$, $P > 0.05$; Pseudo $F = 0.9193$, $p > 0.05$, respectively) (Table 1 and 2), however, spatial difference was significantly different between habitats (Pseudo $F = 37$, $p < 0.01$, pairwise t-test $p < 0.01$; Pseudo $F = 27.832$, $p < 0.01$, pairwise t-test $p < 0.01$, respectively). Spatial small scale variability was also observed within habitats for Localities (Fig. 3) and sectors for both species.

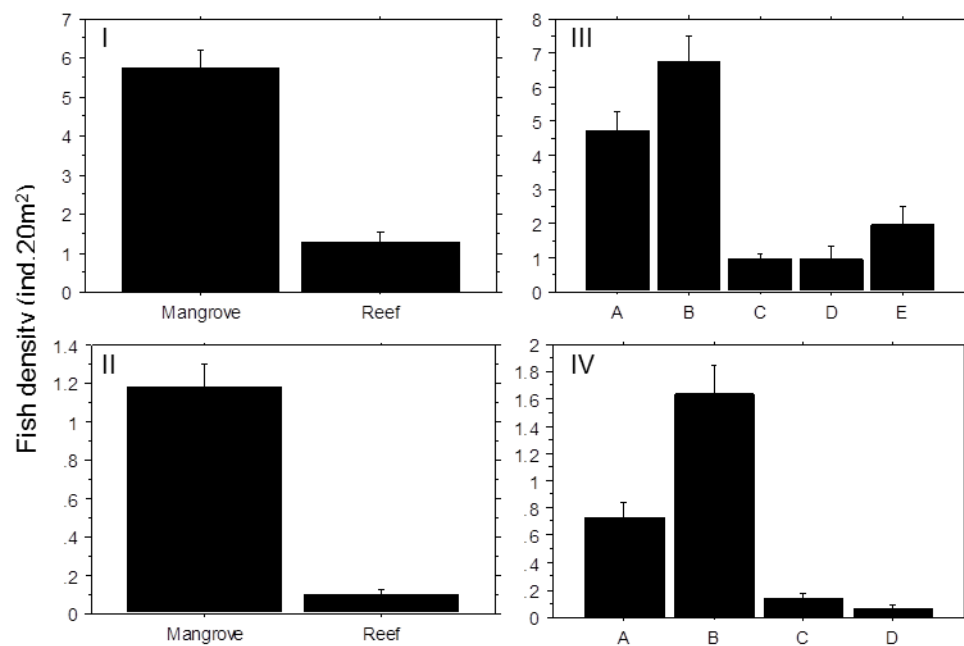


Fig. 3. Mean density + SE between habitats for individuals of *L. alexandrei* (I) and *L. jocu* (II) and within habitats localities A, B, C, D and E (III and IV respectively), note that for *L. jocu* site E was not considered in analysis as only one individual was recorded.

Recruitment

Temporal variability for density of postsettler individuals (< 4 cm) for *L. alexandrei* and *L. jocu* were not significantly different among months (Pseudo F= 0.735, $P > 0.05$; Pseudo F = 0.804, $p > 0.05$ respectively) (Table 4), although not significant, a trend with higher proportions of postsettlers were observed for the last two months, March for *L. alexandrei* and February and for *L. jocu* (Fig 4). Spatial difference was significantly different within mangrove Localities for *L. alexandrei* (Pseudo F = 9.253 $p < 0.01$, pairwise t-test $p < 0.01$) (Tables 4), but not for *L. jocu* (Pseudo F= 0.504, $p > 0.05$) (Fig. 5) (Table 4). Spatial small scale variability in postsettler individuals was also observed within sectors for both species.

Table 4. PERMANOVA results comparing spatial and temporal differences in density of postsettler individuals (< 4 cm) for *L. alexandrei* and *L. jocu*. M = months, L = Localities, S = sector.

Source	df	<i>L. alexandrei</i>			<i>L. jocu</i>		
		MS	Pseudo-F	P(perm)	MS	Pseudo-F	P(perm)
M	4	4.3E+07	0.73536	0.744	3.9E+07	0.80412	0.843
L	1	5.4E+08	9.2534	0.0008	2.4E+07	0.50431	0.999
MxL	4	3.0E+07	0.51601	0.9644	5.5E+07	1.1319	0.25
S (MxL)	20	5.8E+07	1.6762	0.0016	4.8E+07	1.4058	0.002
Res	150	3.5E+07			3.4E+07		

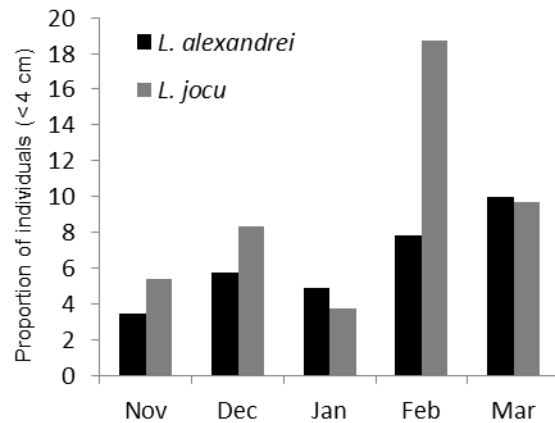


Fig. 4. Proportion of postsettlars (individuals < 4 cm), among months for *L. alexandrei* and *L. jocu*.

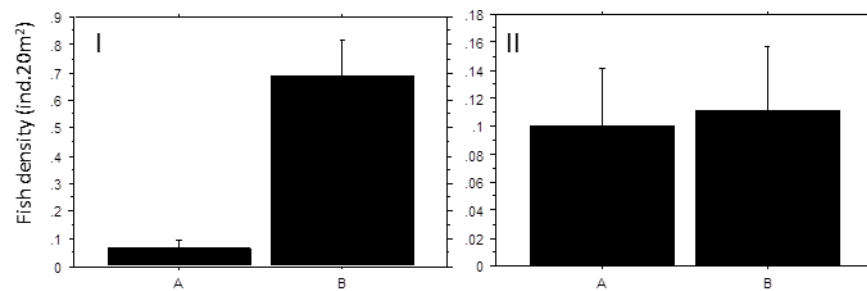


Fig. 5. Mean density + SE within mangroves for postsettlars (individuals < 4 cm TL) of *L. alexandrei* (I) and *L. jocu* (II), A and B correspond to different mangrove localities.

Discussion

Mangroves worldwide are often assumed to be an important nursery habitat for many juvenile coral reef fishes, including fishery important species (Faunce & Serafy 2006; Austin 1971; Sedberry & Carter 1993, Serafy *et al.* 2003; Nakamura & Sano 2004; Dorenbosch *et al.* 2005).

The presence of early juvenile (< 10 cm TL), observed only in mangrove habitats indicates a settlement preference for downed trees/prop-roots strata other than hard bottom at this life stage for both studied species. Increased utilization of adjacent

shallow reef was observed with ontogenetic development, as individuals larger than 10 cm of both species were present at those habitats. Utilization of different size categories between the two habitats by both species, and additional increase of mean size individuals in shallow reefs indicates habitat resource selection of larger sized fish for shallow reefs, as well as smaller individuals for mangroves. Indeed previous studies of inter-habitat size and age structure have shown that *L. alexandrei* during its first year of life exclusively occupied mangrove areas (Aschenbrenner & Ferreira 2015), a pattern also observed for *L. jocu* (based on age data from Previero et al. 2011).

Overall, those results corroborates the notion that the mangroves along the NE coast are closely connected to adjacent reefs through these species life cycle, serving as functional nurseries (Beck *et al.* 2001). Observed preference for mangrove habitat in early life stage might be related to high food availability, lower predator risk, especially for small sized fish, and higher structural complexity and shade found in prop-roots provided by mangroves (Laegdsgaard & Johnson 2001; Nagelkerken 2009; Cocheret de la Morinière *et al.* 2004).

Other intrinsic characteristics within mangrove sites may have been associated with differences found in fish densities between the two sites. Despite both sites were covered with the same vegetation (*Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* and *Avicennia schaueriana*), in locality B the mangrove riverbank is narrower along the channel, that is also shallower, with channel depths < 1.5 m width (Losada *et al.* 2003), while locality A comprised a wider riverbank area along the main channel with depths of < 10 m (Honorato-da -Silva *et al.* 2004). Higher densities found for locality B in relation to A might then be related to a more limited space for sheltering or, alternatively, shallower localities are likely to be more attractive to small sized fish, due to the lower accessibility caused by shallower water (Vance *et al.* 1996).

Occurrence of postsettlement individuals was relatively constant among months as no significant difference was found for both species in the studies period (five months). This pattern reflected the spawning strategy, which has been reported to occur along an extended season (dry season) for both species in southwestern Atlantic (*L. alexandrei*, Fernandes *et al.* 2012; *L. jocu*, Freitas *et al.* 2011). Moreover, given the proximity of studied habitats (< 10 km), presence of postsettlement and juvenile only in mangrove other than shallow reef provide an interesting link and suggest that utilization of mangrove by both species are mainly determined by habitat selection during settlement/recruitment

phase which further explains higher juvenile densities found for the same habitat, this pattern is similar to what Pollux *et al.* (2007) observed for *L. apodus*.

Data found for *L. alexandrei* suggests high association with mangrove habitats (Aschenbrenner & Ferreira 2015; Xavier *et al.* 2012; Osorio *et al.* 2011) in early life stages. Additionally the fact that this species has a very narrow distribution, only found at areas where tropical coastal mangroves occur (Moura & Lindemam 2007), and no occurrence on Islands (Moura & Lindemam 2007) suggest coastal behavior and high degree of affinity with mangrove environments. Observed data for *Lutjanus jocu* also suggest high association with mangrove habitats in early life stages (Moura *et al.* 2011). Although this species has a wide range distribution (Allen 1985; Cervigón 1993) and it is one of the few shallow water lutjanids to be found in oceanic islands off the Brazilian coast (Menezes *et al.* 2003; Minte-Vera *et al.* 2008), considering that, there are no records for juvenile specimens observed for oceanic islands (Minte-Vera *et al.* 2008), and occurrence of postsettlars only in mangrove environment, suggest coastal mangroves as primary habitats for early life dog snapper stages in south western Atlantic (Moura *et al.* 2011).

Size change in small scale along shallow mangrove-reef system is likely to be related to expansion of home range and mobility with increase of body/age (Faunce & Serafy 2007; Dorenbosch *et al.* 2007; Kramer & Chapman 1999), abundance of preys and decrease efficacy of protection provided by shallow shelters as fish grow larger (Nagelkerken 2000a,b; Adams *et al.* 2006). Large scale migration (e.g. shallow to deeper habitats) might be related to sexual maturity (Verweij *et al.* 2007). As in this study mature fish were not found for *L. jocu* and only 3.5% for *L. alexandrei*, aspects of reproductive cycle of both species may work as triggers for habitat shifts from shallow to deeper areas in a cross-shelf migration processes (Aschenbrenner & Ferreira 2015; Moura *et al.* 2011).

Considering current trends of increasing human occupation and development as well as habitat loss of mangrove habitats worldwide. The present study provided evidence of small scale habitat use for a mangrove-reef continuum in Southwestern Atlantic for *L. alexandrei* and *L. jocu*. Further evidence of ontogenetic movement and nursery role of mangrove habitats during early life stages for the studied species is also granted. Such

information highlights the importance of directing management and conservation efforts to these habitats to secure the continuity of contribution to adult populations.

Acknowledgments

We thank Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES for financial support as grant to A. Achenbrenner. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco - UFPE and Centro de Pesquisa e Gestão de Recursos Pesqueiros do Litoral Nordeste - CEPENE/ICMBIO for laboratory and facilities. Simone Marques for help with figures design. To recently deceased Fisherman Mr. Neuro for help with mangrove sites knowledge.

References

- Adams, A. J.; Ebersole, J. P. 2009. Mechanisms Affecting Recruitment Patterns of Fish and Decapods in Tropical Coastal Ecosystems: Defining Early Life History Strategies, pp. 185-228. In: Nagelkerken, I. (Ed.), Ecological connectivity among tropical coastal ecosystems. Springer Science and Business Media, Dordrecht, the Netherlands, p. 615.
- Adams, A.J.; Dahlgren, C.P.; Kellison, G.T.; Kendall, M.S.; Layman, C.A.; Ley, J.A.; Nagelkerken, I.; Serafy, J.E. 2006. Nursery function of tropical back-reef systems. Mar. Ecol. Prog. Ser. 318: 287-301.
- Allen G.R. 1985. 'Snappers of the World. An annotated and illustrated catalogue of lutjanid species known to date. FAO Fisheries' Volume 6. (FAO; Rome).
- Anderson M.J.; Gorley R.N.; Clarke K.R. 2008. PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. Primer-e, Plymouth: 216.
- Anderson, M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. Austral Ecol. 26: 32–46.
- Araújo, T.C.M.; Seoane, J.C.S.; Coutinho, P.N. 2004. Geomorfologia da plataforma continental de Pernambuco. In: Eskinazi-Leça, E., Neumann-Leitão, S.; Costa, M.F. (eds), Oceanografia: um Cenário Tropical, pp. 39-57, ed. Bagaço, Recife, Brasil.
- Aschenbrenner, A.; Ferreira, B.P. 2015. Age, growth and mortality of *Lutjanus alexandrei* in estuarine and coastal waters of the tropical south-western Atlantic. J. Appl. Ichthyol. 31:57-64.
- Austin, H. M. 1971. A survey of ichthyofauna of the mangroves of western Puerto Rico during December, 1967–August, 1968. Caribb. J. Sci. 11:27–39.
- Beck, M.W.; Heck Jr, K.L.; Able, K.W.; Childers, D.L.; Eggleston, D.B.; Gillanders, B.M.; Halpern, B.; Hays, C.G.; Hoshino, K.; Minello, T.J.; Orth, R. J.; Sheridan, P.F.; Weinstein, M. P. 2001. The Identification, Conservation, and Management of Estuarine and Marine Nurseries for Fish and Invertebrates. BioScience, 51(8): 833-641.

Blaber, S. J.M.; Blaber, T.G. 1980. Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. *J. Fish. Biol.* 17:143–162.

Cervigón, F., 1993. Los peces marinos de Venezuela. Volume 2. Fundación Científica Los Roques, Caracas, Venezuela. 497p.

Claro, R.; Lindeman, K.C. 2008. Biología y manejo de los pargos (Lutjanidae) en el Atlántico occidental. Instituto de Oceanología, CITMA, La Habana, Cuba, 472 pp.

Cocheret de la Morinière, E.; Nagelkerken, I.; van der Meij, H. 2004. What attracts juvenile coral reef fish to mangroves: habitat complexity or shade? *Mar. Biol.* 144:139–145

Dominguez, J.M.L.; Bittencourt, A.; Leão, Z.; Azevedo, A.E.G. 1990. Geologia do quaternário costeiro do estado de Pernambuco. *Rev. Bras. Geocienc.* 20, 208–215.

Dorenbosch, M.; Verberk, W.C.E.P.; Nagelkerken, I.; van der Velde, G. 2007. Influence of habitat configuration on connectivity between fish assemblages of Caribbean seagrass beds, mangroves and coral reefs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 334:103–116

Dorenbosch, M.; Grol, M. G. G.; Christianen, M. J. A.; Nagelkerken, I.; van der Velde, G. 2005. Indo-Pacific seagrass beds and mangroves contribute to fish density and diversity on adjacent coral reefs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 302:63–76

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) 2007. The world's mangroves 1980–2005. FAO Forestry Paper 153. FAO, Rome.

Faunce, C.H.; Serafy, J.E. 2007. Nearshore habitat use by gray snapper (*Lutjanus griseus*) and bluestriped grunt (*Haemulon sciurus*): environmental gradients and ontogenetic shifts. *Bull. Mar. Sci.* 80:473–495

Faunce, C.H.; Serafy, J.E. 2006. Mangroves as fish habitat: 50 years of field studies. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 318:1–18.

Fernandes, C. A. F.; Oliveira, P. G. V.; Travassos, P. E. P.; Hazin, F. V. H. 2012. Reproduction of the Brazilian snapper, *Lutjanus alexandrei* Moura & Lindeman, 2007

(Perciformes: Lutjanidae), off the northern coast of Pernambuco, Brazil. Neotrop. Ichthyol. 10, 587-592.

Ferreira, B.P.; Maida, M. 2006. Monitoring Brazilian coral reefs - Status and perspectives. Ministério do Meio Ambiente, Brasília: 250p.

Ferreira, B. P.; Messias, L. T.; Maida, M. 2004. The Environmental Municipal Councils as instruments for coastal integrated management: the *Área de Proteção Ambiental Costa de Corais (AL/PE)* experience. Journal of Coastal Research 39: 1003-1007.

Frédou, T., Ferreira, B.P., Letourneur, Y., 2009a. Assessing the stocks of the primary snappers caught in Northeastern Brazilian reef systems. 1: Traditional modeling approaches. Fisheries Research 99: 90-96.

Frédou, T., Ferreira, B.P., Letourneur, Y., 2009b. Assessing the stocks of the primary snappers caught in Northeastern Brazilian reef systems. 2 e A multi-fleet age structured approach. Fisheries Research 99: 97-105.

Fisher, R.; Leis J. M.; Clark D. L.; Wilson, S. K. 2005. Critical swimming speeds of late-stage coral reef fish larvae: variation within species, among species and between locations. Mar. Biol. 147: 1201–1212

Freitas, M.O.; Moura, R.L.; Francini-Filho, R.B.; Mente-Vera, C.V. 2011. Spawning patterns of commercially important reef fishes (Lutjanidae and Serranidae) in the tropical Western South Atlantic. Sci. Mar. 75, 135-146.

Giri, C.; Ochieng, E.; Tieszen, L. L.; Zhu, Z.; Singh, A.; Loveland, T.; Masek, J.; Duke, N. 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. Global Ecol. Biogeogr. 20: 154–159.

Honorato-da-Silva, M.; Passavante, J. Z. O.; Silva-Cunha, M. G. G.; Nascimento-Vieira, D. A.; Greco, C. K. S.; Muniz, K. 2004. Distribuição espacial e sazonal da biomassa fitoplânctônica e dos parâmetros hidrológicos no estuário do rio Formoso (Rio Formoso, Pernambuco, Brasil). Trop. Oceanog. 32(1): 89-106.

Kramer, D. L.; M. R. Chapman. 1999. Implications of fish home range size and relocation for marine reserve function. Environ. Biol. Fish. 55: 65–79.

Laegdsgaard, P.; Johnson, C.R. 2001. Why do juvenile fish preferentially utilise mangrove habitats? J Exp. Mar. Biol. Ecol. 257:229–253.

Lindeman, K.C.; de Maria. 2005. Juveniles of the Caribbean's largest coral reef snapper do not use reefs. Coral Reefs 24: 359.

Lindeman, K.C.; Diaz, G.A.; Serafy, J.E.; Ault, J.S. 1998. A spatial framework for assessing cross-shelf habitat use among newly settled grunts and snappers. Proc. Gulf Caribb. Fish. Inst. 50: 385-416.

Losada, A. P. M.; Feitosa, F. A. N.; Lins, I. C. 2003. Variação sazonal e espacial da biomassa fitoplancônica nos estuários dos rios Ilhetas e Mamucaba (Tamandaré-PE) relacionada com parâmetros hidrológicos. Trop. Oceanog. 31(1):1-26.

Maida, M.; Ferreira, B.P. 1997. Coral Reefs of Brazil: an overview and field guide. Proc. 8th Intl. Coral Reef Symp. 1: 263–274.

Menezes, N.A.; Buckup, P.A.; Figueiredo, J.L.; Moura, R.L. 2003. Catálogo das espécies de peixes marinhos do Brasil. Universidade de São Paulo, São Paulo. Museu de Zoologia, 159 p

Minte-Vera, C. V.; Moura, R. L.; Francini-Filho, R. B. 2008. Nested sampling: An improved visual-census technique for studying reef fish assemblages. Mar. Ecol. Prog. Ser. 367: 283-293.

Moura, R. L.; Francini, R. B.; Chaves, E. M.; Minte-Vera, C. V.; Lindeman, K. C. 2011. Use of riverine through reef habitat systems by dog snapper (*Lutjanus jocu*) in eastern Brazil. Estuar. Coast. Shelf. Sci 95: 274-278.

Moura, R. L.; Lindeman, K. C. 2007. A new species of snapper (Perciformes: Lutjanidae) from Brazil, with comments on distribution of *Lutjanus griseus* e *L. apodus*. Zootaxa 1422: 31-43.

Mumby, P.J.; Edwards, A.J. Arias-González, E. J.; Lindeman, K.C.; Blackwell, P.G.; Gall, A.; Gorczynska, M.I.; Harborne, A.R.; Pescod, C.L.; Renken, H.; Wabnitz, C.C.C.; Llewellyn, G. 2004. Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. Nature 427: 533-536.

Nagelkerken, I. 2009. Evaluation of the nursery function of mangroves and seagrass beds for reef fishes and decapods: patterns and underlying mechanisms, pp. 357-399. In: Nagelkerken, I. (Ed.), Ecological connectivity among tropical coastal ecosystems. Springer Science and Business Media, Dordrecht, the Netherlands, p. 615.

Nagelkerken, I.; Faunce, .C.H. 2008. What makes mangroves attractive to fish? Use of artificial units to test the influence of water depth, cross-shelf location, and presence of root structure. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* 79:559–565.

Nagelkerken, I. 2007. Are non-estuarine mangroves connected to coral reefs through fish migration? *Bull. Mar. Sci.* 80:595–607.

Nagelkerken, I.; van der Velde, G.; Gorissen, M.W.; Meijer, G.J.; van't Hof, T.; den Hartog, C. 2000a. Importance of mangroves, seagrass beds, and the shallow coral reef as a nursery for important coral reef fishes, using a visual census technique. *Estuar. Coast. Shelf. S.* 51: 31-44.

Nagelkerken, I.; Dorenbosch, M.; Verberk, W.C.E.P.; Cocheret de la Morinière, E.; van der Velde, G. 2000b. Importance of shallow-water biotopes of a Caribbean bay for juvenile coral reef fishes: patterns in biotope association, community structure and spatial distribution. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 202: 175-192.

Nakamura, Y., Sano, M. 2004. Overlaps in habitat use of fishes between a seagrass bed and adjacent coral and sand areas at Amitori Bay, Iriomote Island, Japan: importance of the seagrass bed as juvenile habitat. *Fish. Sci.* 70:788–803.

Rooker, J.R., Recksiek, C.W. 1992. The effects of training with fish models in estimating lengths of fish underwater. *Proc. Gulf. Carib. Fish. Inst.* 41:321–331

Osorio, F. M.; Godinho, W. O.; Lotufo, T. M. C. 2011. Ictiofauna associada às raízes de mangue do estuário do Rio Pacoti - CE, Brasil. *Biota Neotrop.* 11(1):415-420.

Parrish, J.D. 1989. Fish communities of interacting shallow-water habitats in tropical oceanic regions. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 58: 143-160.

Previero, M.; Minte-Vera, C.V.; Freitas, M.O.; Moura, R.; Dei Tos, C. 2011. Age and growth of the dog snapper *Lutjanus jocu* (Bloch & Schneider, 1801) in Abrolhos Bank, Northeastern Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 9(2):393-401

Pollux, B.J.A.; Verbek, W.C.E.P.; Dorenbosch, M.; Cocheret de la Morinière, E.; Nagelkerken, I.; van der Velde, G. 2007. Habitat selection during settlement of three Caribbean coral reef fishes: indications for direct settlement to seagrass beds and mangroves. *Limnol. Oceanogr.* 52:903–907.

Schaeffer-Novelli, Y.; Cintrón-Molero, G.; Adaime, R. R. 1990. Variability of mangrove ecosystems along the Brazilian coast. *Estuar.* 13 (2): 204-218.

Sedberry, G. R., Carter, J. 1993. The fish community of a shallow tropical lagoon in Belize, Central America. *Estuaries* 16: 198–215.

Serafy, J.E.; Faunce, C.H.; Lorenz, J.J. 2003. Mangrove shoreline fishes of Biscayne Bay, Florida. *Bull. Mar. Sci.* 72:161–180

Vance, D.J.; Haywood, M.D.E.; Heales, .D.S.; Kenyon, R.A.; Lorenagan, N.R. 1996. How far do prawns and fish move into mangroves? Distribution of juvenile banana prawns *Penaeus merguensis* and fish in a tropical mangrove forest in northern Australia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 131:115–124

Verweij, M.C.; Nagelkerken, I.; Hol, K.E.M.; van den Beld, A.H.J.B.; van der Velde, G. 2007. Space use of *Lutjanus apodus* including movement between a putative nursery and a coral reef. *Bull. Mar. Sci.* 81 (1): 127-138.

Verweij, M.C.; Nagelkerken, I.; de Graaff, D.; Peeters, M.; Bakker, E.J.; van der Velde, G. 2006. Structure, food and shade attract juvenile coral reef fish to mangrove and seagrass habitats: a field experiment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 306: 257-268

Xavier, J. H. A.; Cordeiro, C. A. M. M.; Tenório, G. D.; Diniz, A. F.; Paulo Jr., E. P.N.; Rosa, R.S.; Rosa, I. L. 2012. Fish assemblage of the Mamanguape Environmental Protection Area, NE Brazil: abundance, composition and microhabitat availability along the mangrove-reef gradient. *Neotrop. Ichthyol.* 10: 109-122.

Zar, J.H., 1999. *Biostatistical Analysis*, fourth ed. Prentice-Hall, New Jersey, 663 pp.

5. Capítulo 5

Discussão Geral

Devido a sua recente descrição (Moura & Lindemam 2007), dados sobre biologia e ecologia de *L. alexandrei*, a exceção de sua reprodução (Fernandes *et al.* 2011), ainda são inexistentes, tornando necessários dados de idade e crescimento bem como estrutura de tamanho e mortalidade para avaliação de estoque desta espécie, uma vez que a mesma é endêmica no Brasil e tem importância na pesca local (Moura & Lindemam 2007).

A curva de crescimento baseada em dados de idade-tamanho mostra que *L. alexandrei* apresenta um padrão de crescimento similar a outros congêneres (Rezende & Ferreira 2004; Lessa 2006; Froese & Pauly 2014) com um crescimento rápido nos primeiros anos de vida. Na idade 2 anos, por exemplo, indivíduos já apresentam em média tamanhos muito próximos à 50% do tamanho máximo esperado e uma relativa estabilização no crescimento após a idade 4 anos. Curiosamente, em relação ao tamanho *L. alexandrei* parece ser a menor espécie do gênero *Lutjanus* para o Atlântico (Froese & Pauly 2014). Embora esta espécie não seja alvo da pesca de linha, mas sim de artes de rede e armadilha para a região nordeste (Marques & Ferreira 2010, Aschenbrenner obs. pess.). A atual situação de sobrepesca de outros congêneres (*L. synagris*, *L. jocu*, *L. analis*) (Frédou *et al.*, 2009 a, b) é preocupante. Neste caso, dados de mortalidade para *L. alexandrei* fornecidos neste trabalho são importantes como valores de referência para esta espécie na região de estudo. Uma vez que, a diminuição da abundância de espécies alvo da pesca leva, muitas vezes, à seleção de outras de menor porte como alvo principal (Rezende *et al.* 2003), este padrão já foi observado em relação à pescaria do pargo *L. purpureus* nas décadas de 70 e 80 (Rezende *et al.* 2003).

Ao longo do desenvolvimento desta tese, a migração ontogenética de indivíduos por diferentes habitats ao longo de seu ciclo de vida foi observada através de dados de idade e tamanho, análises de microquímica de otólitos, bem como por observações subaquáticas. A diminuição de indivíduos após a idade 3 anos em áreas estuarinas e seu subsequente aparecimento e aumento de número de indivíduos em áreas recifais mais

profundas indicou a mudança de habitat ao longo do tempo. Este padrão é esperado e foi descrito para outras espécies de lutjanídeos (*L. apodus*, *L. griseus*) (Pollux *et al.* 2007, Nagelkerken *et al.* 2000) na regiões do Caribe. A observação de progressão modal de tamanhos sugere uma migração temporal, comprovada no presente estudo através da observação da variação da estrutura etária dos indivíduos ocupando os diferentes habitats (Capítulo 2). A utilização complementar de outras ferramentas como a identificação das assinaturas químicas em otólitos dos diferentes locais utilizados pela espécie (Capítulo 3) somada a técnicas de censo visual subaquático (Capítulo 4) permitiu a detecção de movimento dos peixes em diferentes habitats e escalas (Capítulo 3 e 4).

Com relação aos elementos-traço encontrados para otólitos de *L. alexandrei*, embora mais de 50 elementos sejam detectáveis em otólitos, os seis seguintes (^7Li , ^{24}Mg , ^{55}Mn , ^{59}Co , ^{88}Sr , ^{137}Ba) foram escolhidos neste trabalho, por possuírem concentrações frequentemente detectáveis em otólitos e devido a sua heterogeneidade ambiental (Sturrock *et al.* 2012).

Para a região estuarina nota-se uma relativa estabilidade na concentração e elementos, indicando que a região, embora seja um estuário, é temporalmente estável. Esta estabilidade temporal, foi observada com base anual e durante três anos durante períodos de seca, desta forma variações nas assinaturas químicas entre meses e principalmente entre períodos (seco e chuvoso) podem ocorrer devido à variação intrínseca encontrada em estuários a exemplo da literatura encontrada (Gillanders 2005; Elsdon *et al.* 2008). A pouca variação encontrada para o mesmo período ao longo de três anos na razão elemento:Ca pode estar relacionada ao tipo de estuário. O complexo estuarino do rio Formoso (incluindo rio Ariquindá e rio dos Passos) são estuários formados por rios de planície e litorâneos, onde a principal condicionante é a maré (Greco *et al.* 2009; Honorato-da-Silva *et al.* 2009). Nestes sistemas ocorre pouca variação e os mesmos podem ser considerados “braços de mar” uma vez que o mar, neste caso, as marés sejam a maior força condicionante. Diferentemente de outros rios trans-litorâneos onde suas nascentes encontram-se no interior e normalmente são de ordem maior, com maiores vazões como é o caso do estuário do rio Una e rio Goiana.

Para as regiões costeiras analisadas, as assinaturas foram semelhantes ao longo de quatro localidades, sendo a única exceção à região em frente a Olinda. Nesta região concentrações da razão elemento:Ca para Ba:Ca e Co:Ca foram significativamente maiores em relação as outras três regiões, incluindo Itamaracá mais ao Norte e ao sul Barra de São Miguel e Barra de Santo Antônio. Como foram testados dois locais em cada região uma ao norte (Itamaracá e Olinda) e outra ao sul (Santo Antônio e São Miguel), a variabilidade encontrada em Olinda foi considerada pontual, pois, a região ao norte não apresentou diferenças em relação aos locais no sul. Isso mostra que as regiões são semelhantes em termos de assinatura química, e Olinda representa uma variação pontual e não à nível de região. Embora a região de Olinda tenha apresentado maiores concentrações para Ba:Ca, a mesma apresentou uma tendência semelhante às outras áreas costeiras quando comparada a área estuarina, ou seja, menores concentrações de Ba:Ca e Mn:Ca são esperadas para áreas marinhas costeiras se comparadas a área estuarina.

Este padrão de diferentes concentrações de elemento:Ca em relação a área estuarina e áreas costeiras pode ser corroborado para Mn:Ca, Ba:Ca e Sr:Ca. Embora a área estuarina analisada seja considerada “braço-de-mar” as assinaturas encontradas entre o estuário de rio formoso e área marinha adjacente (Barra de Sirinhaém) foram significativamente diferentes para concentrações de Mn:Ca, Sr:Ca e Ba:Ca em indivíduos coletados no mesmo ano e com tamanhos semelhantes. Estes resultados mostram haver um padrão distinto na assinatura química entre o estuário e área costeira, com maiores concentrações de Mn:Ca e Ba:Ca para a área estuarina em relação a áreas marinhas costeiras. Para Sr:Ca um padrão inverso pode ser observado com menores concentrações para área estuarina em relação a área marinha costeira. Os resultados encontrados aqui seguem a mesma tendência de resultados encontrados na literatura (Campana 1999; Elsdon *et al.* 2008). Maiores concentrações de Mn:Ca e Ba:Ca são esperados para ambientes estuarinos uma vez que a fonte destes elementos é de origem terrígena e o fato de estuários estarem dentro de regiões continentais aumenta as concentrações dos mesmos nestas áreas (Campana 1999; Gillanders *et al.* 2003; Gillanders 2005; Elsdon *et al.* 2008). Para Sr:Ca, como este elemento está relacionado também com a salinidade, menores concentrações de Sr:Ca são esperados para áreas estuarinas em comparação com áreas marinhas costeiras.

Dadas as diferenças pronunciadas na assinatura química entre áreas estuarina e costeiras, transectos de elemento:Ca foram realizados da região do núcleo até a margem em otólitos de indivíduos coletados em áreas costeiras para determinar o tempo de movimento (migração ontogenética) entre estuário e áreas costeiras. As concentrações de elementos:Ca em otólitos dos primeiros 7 anos mostrou um padrão notável. Com maiores concentrações de Mn:Ca e Ba:Ca nos primeiros anos de vida e uma gradual diminuição nas concentrações destes elementos para anos subsequentes. Concentrações de Mn:Ca e Ba:Ca foram significativamente maiores para o ano 1, mostrando que esta espécie ocupa exclusivamente a área estuarina nesta fase. A diminuição gradual das concentrações de ambos Mn:Ca e Ba:Ca sugerem que a migração desta espécie para áreas marinhas mais distantes da costa possa ocorrer de forma gradual. A espécie pode utilizar ambientes estuarinos e marinhos adjacentes entre idades 2- 4 como padrão observado no capítulo 2 e 4. Após esta idade, de 5-7 anos observa-se uma estabilização nas concentrações de ambos Mn:Ca e Ba:Ca sugerindo que a espécie possa ocupar áreas mais estáveis como pode ser o caso de áreas marinhas mais afastadas da costa e desta forma continuar seu ciclo de vida.

Embora resultados do capítulo 3 sugiram um padrão de migração de áreas estuarinas para áreas marinhas costeiras, a movimentação em pequena escala entre áreas de berçário, entre habitats distintos, nos primeiros anos de vida ainda permanecia pouco conhecida. Neste sentido, o capítulo 4 foi desenvolvido para o melhor entendimento da ocupação em pequena escala para ambas as espécies *L. alexandrei* e *L. jocu*.

Resultados de tamanho e densidades mostram um padrão distinto, com indivíduos pós assentantes < 4 cm e menores que 10 cm ocupando exclusivamente os ambientes estuarinos/manguezais para ambas as espécies (capítulo 4). Apenas indivíduos maiores que 10 cm foram registrados para recifes adjacentes e a tendência observada a partir da classe 12 cm em diante, com aumento nas proporções de indivíduos a partir desta classe e classes subsequentes ocupando os recifes adjacentes.

Este padrão observado sugere ocupação gradual dos ambientes recifais com o aumento do tamanho, indicando seletividade de habitat para diferentes estágios do ciclo de vida. Adicionalmente, a presença de indivíduos pós-assentantes terem sido registrados apenas em áreas estuarinas, sugere a preferencia de ambas as espécies em

estágios iniciais, do ciclo de vida, para este habitat. Este padrão indica ainda, que a preferência por mangues durante a fase de pós-assentamento/recrutamento, pode estar relacionada à seleção do habitat, o que posteriormente explica densidades maiores de indivíduos < 10 cm encontrados para o mesmo habitat. A utilização do habitat adjacente (neste caso recifes rasos) por indivíduos maiores que 10 cm, mostra ainda uma interessante conexão entre os dois habitats. Neste caso, com o aumento do tamanho aumenta também a mobilidade dos indivíduos e a necessidade da obtenção de presas maiores e desta forma impulsionando a ocupação de habitats adjacentes (Faunce & Serafy 2007). Padrão semelhante foi também observado para *L. apodus* em regiões do Atlântico norte (Faunce & Serafy 2007; Nagelkerken *et al.* 2001; Pollux *et al.* 2007).

Dados de tamanho e densidades sugerem um padrão de ocupação distinto entre os dois habitats estudados (mangues e recifes de coral costeiros) e realça a importância de áreas estuarinas/manguezais para ambas as espécies na fase inicial de vida. Esse padrão já é conhecido e reportado há bastante tempo para outras regiões tropicais e subtropicais do mundo (Sheaves 1995; Parrish 1989; Robertson & Blaber 1992). Para o Caribe e Atlântico norte, o mesmo padrão também é observado (Drew & Eggleston 2008; Nagelkerken *et al.* 2008). No entanto, poucos estudos no Brasil reportam este padrão, isso pode estar relacionado: (i) pouca quantidade de estudos que utilizem a mesma metodologia em habitats distintos; (ii) a maioria dos estudos para o Brasil são feitos com base em comunidades e não espécie – específicos. Neste sentido, a utilização de técnicas de censo visual subaquático mostrou ser uma excelente ferramenta, permitindo que a mesma metodologia pudesse ser aplicada em habitats diferentes.

Com relação aos capítulos deste estudo, para *L. alexandrei* dados do capítulo 4, são corroborados com os dados dos capítulos 3 e 2, e sugerem que esta espécie utiliza exclusivamente habitats estuarinos pelo menos até o primeiro ano de vida. Esta espécie pode permanecer em áreas estuarinas até 4 anos de idade, após esta idade sua ocorrência foi detectada exclusivamente em regiões marinhas costeiras e mais profundas (capítulos 2 e 3). Estes dados estão de acordo com o tempo gasto por outras espécies de peixes em áreas de berçário em outras partes do mundo (Gillanders *et al.* 2003). Resultados sugerem ainda que entre idades 2-4 anos, esta espécie pode frequentar tanto mangues como recifes rasos adjacentes (capítulos 2, 3 e 4), possivelmente através de movimentações diárias entre estes habitats.

A importância de áreas estuarinas e do mangue para ambas as espécies observadas neste estudo, pode ocorrer para outras espécies com valor ecológico e/ou econômico como Hemulídeos, Carangídeos, Centropomídeos e Ephinephelídeos entre outras. Embora para a costa nordeste do Brasil, existam dados de reprodução, tamanho médio de maturação (L_{50}), idade e crescimento e taxa de mortalidade para região costeira possam ser encontrados para diversas famílias de importância econômica e ecológica (Lessa 2006; Frédou *et al* 2009a, b; Freitas *et al.* 2011). O que permite embasamento para medidas de manejo e conservação para recursos pesqueiros na região costeira. Ainda que, alguns estudos de assembleia de peixes em áreas estuarinas bem como abundância de peixes e densidades também podem ser encontrados para esta região (Xavier *et al.* 2012; Paiva *et al.* 2009; Barletta *et al.* 2005). A falta de conhecimento sobre as interações entre os diferentes habitats e espécies bem como a movimentação das mesmas entre os habitats, somado a crescente degradação das áreas de manguezais e recifes costeiros (FAO 2007; Giri *et al.* 2011) apresenta um cenário preocupante para o futuro. Evidências da importância dos mangues como áreas exclusivas para as espécies estudadas em estágios iniciais de vida ressaltam a relevância deste habitat para a região de estudo. A situação atual demanda um número maior de estudos que abordem a seletividade de habitats e a movimentação de espécies entre os mesmos.

Neste sentido, estudos devem abordar em uma primeira etapa, a relação entre seletividade e/ou utilização de habitats em diferentes estágios de vida e a contribuição de cada habitat para a população de adultos. Em uma segunda etapa, estudos devem comprovar a movimentação entre habitats, através de marcadores externos (e.g. marcadores acústicos) ou com marcadores naturais (e.g. química de otólitos ou isótopos estáveis). Em uma terceira etapa, uma vez que a importância de habitats e a movimentação entre os mesmos são comprovadas, deve-se avaliar a importância relativa entre os habitats dentro de macro-regiões através do percentual de contribuição destes habitats para estoques de populações adultas. Etapas citadas acima permitiriam uma maior eficiência na detecção de áreas prioritárias para conservação de várias espécies de peixes.

O estudo da microquímica de otólito para a espécie *L. alexandrei* demonstrou ser uma técnica viável e uma importante ferramenta na detecção de movimento de peixes marinhos em diferentes habitats e escalas (Rooper *et al.* 2001; Chitarro *et al.* 2004,

2006), uma vez que questões básicas sobre a variabilidade nas concentrações e elementos-traço em otólitos (elemento:Ca) para diferentes regiões pode ser observada e interpretada de forma coerente (Gillanders 2005). Além disso, resultados baseados nas concentrações da razão elemento:Ca para *L. alexandrei* mostraram um padrão de migração distinto entre áreas estuarinas/manguezais e áreas marinhas mais profundas. Estudos futuros utilizando a mesma técnica são recomendados para outras espécies de peixes que tem um padrão similar ao reportado neste estudo para *L. alexandrei*.

O desenvolvimento e aprimoramento de novas técnicas permitem que técnicas como microquímica de otólitos entre outras possam ser utilizadas em estudos que avaliem e comprovem a movimentação de peixes entre habitats distintos. Permitindo desta forma, por exemplo, a determinação da importância relativa de áreas de berçário em macro regiões. Estas novas técnicas devem ser aliados importantes em estudos futuros, fornecendo subsídios para que, esforços na conservação de áreas com grande relevância ecológica sejam feitas de forma mais eficiente. Esses estudos serão ferramentas valiosas para auxiliar no melhor delineamento de áreas de proteção assim como a manutenção dos estoques de peixes em populações adultas.

Referências

- Barletta, M.; Barletta-Bergan, A.; Saint-Paul, U.; Hubold, G. 2005. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. *J. Fish Biol.* 66: 45–72.
- Campana, S. E. 1999. Chemistry and composition of fish otoliths: pathways, mechanisms and applications. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 188:263–297.
- Chittaro, P.M.; Usseglio, P.; Fryer, B.J.; Sale, P.F. 2006. Spatial variation in otolith chemistry of *Lutjanus apodus* at Turneffe Atoll, Belize. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* 67: 673-680.
- Chittaro, P. M.; Fryer, B.J.; Sale, F. 2004. Discrimination of French grunts (*Haemulon flavolineatum*, Desmarest, 1823) from mangrove and coral reef habitats using otolith micro-chemistry. *J. Exper. Mar. Biol. Ecol.* 308:169-183.
- Drew, C.A.; Eggleston, D.B. 2008. Juvenile fish densities in Florida Keys mangroves correlate with landscape characteristics. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 362: 233-243
- Elsdon, T.S.; Wells, B.K.; Campana, S.E.; Gillanders, B.M.; Jones, C.M.; Limburg, K.E.; Secor, D.H.; Thorrold, S.R.; Walther, B.D. 2008. Otolith chemistry to describe movements and life-history parameters of fishes: hypotheses, assumptions, limitations and inferences. *Oceanogr. Mar. Biol.: An Annual Review* 46: 297-330.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) 2007. The world's mangroves 1980-2005. FAO Forestry Paper 153. FAO, Rome.
- Faunce, C.H.; Serafy, J.E. 2007. Nearshore habitat use by gray snapper (*Lutjanus griseus*) and bluestriped grunt (*Haemulon sciurus*): environmental gradients and ontogenetic shifts. *Bull Mar Sci* 80:473–495.
- Fernandes, C. A. F.; Oliveira, P. G. V.; Travassos, P. E. P.; Hazin, F. V. H. 2012. Reproduction of the Brazilian snapper, *Lutjanus alexandrei* (Moura & Lindeman, 2007) (Perciformes: Lutjanidae), off the northern coast of Pernambuco, Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 10: 587-592.

Frédou, T.; Ferreira, B.P.; Letourneur, Y. 2009a. Assessing the stocks of the primary snappers caught in Northeastern Brazilian reef systems. 1: Traditional modeling approaches. *Fish. Res.* 99: 90-96.

Frédou, T.; Ferreira, B.P.; Letourneur, Y. 2009b. Assessing the stocks of the primary nappers caught in Northeastern Brazilian reef systems. 2: A multi-fleet agestructured approach. *Fish. Res.* 99: 97-105.

Freitas, M. O.; Moura, R. L.; Francini-Filho, R. B.; Minte-Vera, C.V. 2011. Spawning patterns of commercially important reef fish (Lutjanidae and Serranidae) in the tropical western South Atlantic. *Sci. Mar.* 75, 135-146.

Froese, R.; Pauly, D. Editors. 2014. 'FishBase. World Wide Web electronic publication (Version 08.2013). Available at <http://www.fishbase.org> [accessed 15 July 2014]

Gillanders, B.M. 2005. Using elemental chemistry of fish otoliths to determine connectivity between estuarine and coastal habitats. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* 64: 47–57.

Gillanders, B.M.; Able, K.W.; Brown, J.A.; Eggleston, D.B.; Sheridan, P.F. 2003. Evidence of connectivity between juvenile and adult habitats for mobile marine fauna: an important component of nurseries. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 247: 281–295.

Giri, C.; Ochieng, E.; Tieszen, L. L.; Zhu, Z.; Singh, A.; Loveland, T.; Masek, J.; Duke, N. 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecol. Biogeogr.* 20: 154–159.

Grego, C.K.S.; Feitosa, F.A.N.; Honorato-da-Silva, M.; Cunha, M. G. G. S.; Nascimento-Filho, G. A. 2009. Fitoplâncton do ecossistema estuarino do rio Ariquindá (Tamandaré, Pernambuco, Brasil): variáveis ambientais, biomassa e produtividade primária. *Trop. Oceanog.* 31(2): 183-198.

Honorato-da-Silva, M.; Passavante, J. Z. O.; Silva-Cunha, M. G. G.; Nascimento-Vieira, D. A.; Greco, C. K. S.; Muniz, K. 2004. Distribuição espacial e sazonal da biomassa fitoplanctônica e dos parâmetros hidrológicos no estuário do rio Formoso (Rio Formoso, Pernambuco, Brasil). *Trop. Oceanog.* 32(1): 89-106.

Lessa, R. P. 2006. Recursos pesqueiros da região nordeste. Pp. 153-180. In: Programa REVIZEE. Avaliação do potencial sustentável de recursos vivos na Zona Econômica Exclusiva do Brasil. MMA, Brasília, 280p.

Marques, S.; Ferreira, B. P. 2010. Composição e características da pesca de armadilhas no litoral Norte de Pernambuco – Brasil. Bol. Tec. Cient. CEPENE 18: 49-60.

Moura, R. L., Francini, R. B., Chaves, E. M., Minte-Vera, C. V.; Lindeman, K. C. 2011. Use of riverine through reef habitat systems by dog snapper (*Lutjanus jocu*) in eastern Brazil. Estuar. Coast. Shelf. Sci. 95: 274-278.

Nagelkerken, I.; Blaber, S.J.M.; Bouillon, S.; Green, P.; Haywood, M.; Kirton, L.G.; Meynecke, J.-O.; Pawlik, J.; Penrose, H. M.; Sasekumar, A.; Somerfield, P.J. 2008. The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: A review. Aquat. Bot. 89: 155–185.

Nagelkerken, I.; Kleijnen, S.; Klop, T.; van den Brand, R.A.C.J.; Cocheret de la Morinière, E.; van der Velde, G. 2001. Dependence of Caribbean reef fishes on mangroves and seagrass beds as nursery habitats: a comparison of fish faunas between bays with and without mangroves/seagrass beds. Mar. Ecol. Prog. Ser. 214: 225–235.

Nagelkerken, I.; van der Velde, G.; Gorissen, M.W.; Meijer, G.J.; van't Hof, T.; den Hartog, C. 2000. Importance of mangroves, seagrass beds, and the shallow coral reef as a nursery for important coral reef fishes, using a visual census technique. Estuar. Coast. Shelf. Sci. 51: 31-44.

Paiva, A.G.; Lima, M. F. V.; Souza, J. R. B.; Araujo, M. E. 2009. Spatial distribution of the estuarine ichthyofauna of the Rio Formoso (Pernambuco, Brazil), with emphasis on reef fish. Zoologia 26(2):266-278

Parrish, J.D., 1989. Fish communities of interacting shallow-water habitats in tropical oceanic regions. Mar. Ecol. Prog. Ser. 58: 143-160

Pollux, B.J.A.; Verbek, W.C.E.P.; Dorenbosch, M.; Cocheret de la Morinière, E.; Nagelkerken, I.; van der Velde, G. 2007. Habitat selection during settlement of three

Caribbean coral reef fishes: indications for direct settlement to seagrass beds and mangroves. *Limnol. Oceanogr.* 52:903–907.

Rezende, S. M.; Ferreira, B. P.; Frédou, T. 2003. A Pesca de Lutjanídeos no Nordeste do Brasil: Histórico Das Pescarias, Características Das Espécies E Relevância Para O Manejo. *Bol. Tec. Cient. CEPENE* 11(1):56 – 63.

Rezende, S. M.; Ferreira, B. P. 2004. Age, growth and mortality of dog snapper *Lutjanus jocu* (Bloch & Schneider, 1801) in the northeast coast of Brazil. *Braz. J. Oceanogr.* 52(2): 107-121.

Robertson, A.I.; Blaber, S.J.M. 1992. Plankton, epibenthos and fish communities. *Coast. Estuar. Stud.* 41:173–224.

Rooker, J.R.; Secor, D.H.; Zdanowicz, V.S.; Itoh, T. 2001. Discrimination of northern bluefin tuna from nursery areas in the Pacific Ocean using otolith chemistry. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 218: 275–282.

Sheaves, M. 1995. Large lutjanid and serranid fishes in tropical estuaries: Are they adults or juveniles? *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 129: 31-40.

Sturrock, A. M.; Trueman, C. N.; Darnaude, A. M.; Hunter, E. 2012. Can otolith elemental chemistry retrospectively track migrations in fully marine fishes? *J. Fish Biol.* 81: 766–795.

Xavier, J. H. A.; Cordeiro, C. A. M. M.; Tenório, G. D.; Diniz, A. F.; Paulo Jr., E. P.N.; Rosa, R.S.; Rosa, I. L. 2012. Fish assemblage of the Mamanguape Environmental Protection Area, NE Brazil: abundance, composition and microhabitat availability along the mangrove-reef gradient. *Neotrop. Ichthyol.* 10: 109-122.